

Schwermetall-Status und Schwermetallmobilität in Auenböden und Stauseesedimenten unter besonderer Berücksichtigung von Durchfeuchtungs- und Wasserstandsänderungen

Dissertation
zur Erlangung des akademischen Grades
„Doktor der Naturwissenschaften“ (Dr. rer. nat.)

vorgelegt dem
Fachbereich Geographie der
Philipps-Universität Marburg

von
Jens Hahn
aus Frücht,

Marburg, 2014.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	I
Tabellenverzeichnis.....	IV
Anhangsverzeichnis.....	VIII
Abkürzungsverzeichnis.....	VIII
Abstract.....	X
1. Einleitung.....	1
1.1 Problemstellung.....	2
1.2 Hypothesen.....	4
1.3 Ziele.....	4
2. Schwermetalle in der Umwelt.....	6
2.1 Schwermetalle in Böden.....	7
2.1.1 Sorbenten.....	7
2.1.2 Faktoren des Sorptionsverhaltens.....	11
2.2 Schwermetalltransport und -akkumulation in fluvialen Einflussbereichen.....	14
2.3 Variierende Wasserstände als Einflussfaktor des Mobilitätsverhaltens von Schwermetallen.....	17
2.3.1 Stand der Forschung.....	17
2.3.2 Forschungsbedarf.....	22
2.4 Toxische Eigenschaften von Schwermetallen.....	22
2.5 Rechtliche Instrumente zur Bewertung von Schwermetallkonzentrationen.....	26
3. Untersuchungsgebiete.....	28
3.1 Untere Lahn.....	28
3.1.1 Klima.....	29
3.1.2 Geologischer Bau und Relief.....	30
3.1.3 Gewässerkundliche Merkmale.....	32
3.1.4 Böden.....	33
3.1.5 Vegetation und Nutzung.....	35
3.1.6 Schwermetallgehalte.....	35
3.2 Untersuchte Talsperren.....	37
3.2.1 Aartalsperre.....	39
3.2.2 Talsperre Driedorf.....	41
3.2.3 Talsperre Klingenberg.....	43
4. Untersuchungsansatz.....	49
5. Methoden.....	53
5.1 Geländeuntersuchungen.....	54
5.1.1 Geländeerkundung.....	54
5.1.2 Vorgehensweise der Probennahme.....	54
5.1.3 Profilaufnahmen.....	56
5.1.4 Geländemessungen.....	56
5.2 Laboranalysen.....	57
5.2.1 Allgemeine Vorbereitung der Sediment- und Bodenproben.....	57
5.2.2 Organische Substanz.....	57

5.2.3	pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit.....	58
5.2.4	Textur.....	58
5.2.5	Austauschbare Kationen	59
5.2.6	Wasserleitfähigkeit.....	59
5.2.7	Porenvolumen.....	59
5.2.8	Bestimmung des gelösten organischen Kohlenstoffs.....	60
5.2.9	Bestimmung der Schwermetallgehalte.....	60
5.2.10	Laborversuch.....	61
5.3	Statistische Methoden.....	62
5.3.1	Datenansprache mittels deskriptiver Statistik.....	62
5.3.2	Korrelationsanalysen.....	63
5.3.3	Bewertung der vorgefundenen Boden- und Sedimentqualitäten.....	64
6.	Ergebnisse	66
6.1	Ergebnisse zum Arbeitsgebiet „Untere Lahn“.....	66
6.1.1	Eigenschaften der untersuchten Böden.....	72
6.1.2	Schwermetallstatus und Schwermetallodynamik.....	79
6.1.3	Variationen der gelösten Schwermetallfraktionen während Hochwasser.....	104
6.1.4	Variationen der gelösten Schwermetallfraktionen während niedrigen Grund- und Flusswasserständen sowie geringen Bodenfeuchten	111
6.1.5	Diskussion.....	120
6.2	Ergebnisse zu Schwermetallstatus und -mobilität in entleerten Talsperren.....	138
6.2.1	Ergebnisse Aartalsperre.....	138
6.2.1.1	Eigenschaften der Talsperrensedimente.....	138
6.2.1.2	Schwermetallodynamik in Interstitialwässern.....	142
6.2.1.3	Verhalten des Oberflächenwassers während der Entleerung.....	150
6.2.2	Ergebnisse TS Driedorf.....	158
6.2.2.1	Eigenschaften der Talsperrensedimente.....	158
6.2.2.2	Schwermetallodynamik in Interstitialwässern.....	161
6.2.2.3	Verhalten des Oberflächenwassers während der Entleerung.....	167
6.2.3	Ergebnisse TS Klingenberg.....	171
6.2.3.1	Eigenschaften der Talsperrensedimente.....	171
6.2.3.2	Schwermetallgehalte der Interstitialwässer.....	177
6.2.3.3	Eigenschaften und Schwermetallgehalte des Flusswassers.....	182
6.2.4	Diskussion.....	185
7.	Ausblick	195
8.	Zusammenfassung	196
9.	Literatur	200
	Anhang.....	229

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1	Stabilitätsfelder von Verbindungen des Fe und Mn in Abhängigkeiten von Redoxpotential, pH-Wert und Ionenaktivitäten von 10^{-5} Mol l ⁻¹ unter Standardbedingungen.	S. 13
Abb. 2.2	Wirkungspfade von Schwermetallen aus Böden in Umwelt und Organismen.	S. 23
Abb. 3.1	Lage der Untersuchungsgebiete.	S. 28
Abb. 3.2	Topographische Karte 1:50000 des Untersuchungsgebietes „Untere Lahn“ und Lage der Probennahmestellen „Friedrichsseggen“, „Miellen“ und „Fachbach 1 und 2“.	S. 29
Abb. 3.3	Geologische Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes „Untere Lahn“.	S. 31
Abb. 3.4	Verlauf des Pegels Kalkofen während der Erhebungsphase (7.2011-9.2013).	S. 33
Abb. 3.5	Bodengroßlandschaften (BGL) 1:200000 des Untersuchungsgebietes „Untere Lahn“.	S. 34
Abb. 3.6	Topographische Karte 1:50000 des Untersuchungsgebietes „Aartalsperre“.	S. 39
Abb. 3.7	Topographische Karte 1:50000 des Untersuchungsgebietes „TS Driedorf“.	S. 42
Abb. 3.8	Topographische Karte 1:50000 des Untersuchungsgebietes „Talsperre Klingenberg“.	S. 44
Abb. 4.1	Schematische Darstellung des Untersuchungsansatzes.	S. 50
Abb. 5.1	Schematische Darstellung der methodischen Untersuchung entnommener Wasser- und Substratproben.	S. 53
Abb. 5.2	Skizze und Foto der Probenbehälter.	S. 61
Abb. 5.3	Bestandteile eines Boxplots.	S. 63
Abb. 6.1.1	Lage der Profile im Untersuchungsgebiet „Untere Lahn“.	S. 67
Abb. 6.1.2	Lage und Bau des Profils „Friedrichsseggen“.	S. 68
Abb. 6.1.3	Lage und Bau des Profils „Miellen“.	S. 69
Abb. 6.1.4	Lage und Bau des Profils „Fachbach 1“.	S. 70
Abb. 6.1.5	Lage und Bau des Profils „Fachbach 2“.	S. 71
Abb. 6.1.6	Durchschnittlicher monatlicher Verlauf der Bodentemperatur in Bereichen der Messstellen zwischen Juli 2011 und September 2013.	S. 74

Abb. 6.1.7	Durchschnittlicher monatlicher Verlauf der volumetrischen Bodenfeuchte in 10 cm Tiefe in Bereichen der Messstellen zwischen Juli 2011 und September 2013.	S. 75
Abb. 6.1.8	Durchschnittlicher monatlicher Verlauf des Grundwasserflurabstandes in Bereichen der Messstellen zwischen Juli 2011 und September 2013.	S. 76
Abb. 6.1.9	Boxplot-Diagramme und monatliche Gehalte an gelöstem As ($\mu\text{g/l}$) in den untersuchten Profilen.	S. 83
Abb. 6.1.10	Boxplot-Diagramme und monatliche Gehalte an gelöstem Fe (mg/l) in den untersuchten Profilen.	S. 86
Abb. 6.1.11	Boxplot-Diagramme und monatliche Gehalte an gelöstem Mn (mg/l) in den untersuchten Profilen.	S. 88
Abb. 6.1.12	Boxplot-Diagramme und monatliche Gehalte an gelöstem Cd ($\mu\text{g/l}$) in den untersuchten Profilen.	S. 92
Abb. 6.1.13	Boxplot-Diagramme und monatliche Gehalte an gelöstem Zn ($\mu\text{g/l}$) in den untersuchten Profilen.	S. 94
Abb. 6.1.14	Boxplot-Diagramme und monatliche Gehalte an gelöstem Cu ($\mu\text{g/l}$) in den untersuchten Profilen.	S. 96
Abb. 6.1.15	Boxplot-Diagramme und monatliche Gehalte an gelöstem Cr ($\mu\text{g/l}$) in den untersuchten Profilen.	S. 98
Abb. 6.1.16	Boxplot-Diagramme und monatliche Gehalte an gelöstem Ni ($\mu\text{g/l}$) in den untersuchten Profilen.	S. 100
Abb. 6.1.17	Boxplot-Diagramme und monatliche Gehalte an gelöstem Pb ($\mu\text{g/l}$) in den untersuchten Profilen.	S. 102
Abb. 6.1.18	Variationen des gelösten As, Fe und Mn während des Winterhochwassers 2011/2012 in den Profilen „Fr“ und „Mi“.	S. 107
Abb. 6.1.19	Arithmetisches Mittel von Variationen der gelösten Schwermetallkonzentrationen aus nahe der Profile „Fr“ und „Mi“ entnommenem Oberflächenwasser der Lahn während des Winterhochwassers 2011/2012.	S. 110
Abb. 6.1.20	Zeitliche Dynamik der elektrischen Leitfähigkeit sowie den gelösten Gehalten an As, Fe, Mn, Ni, Cd und Zn ($\mu\text{g/l}$) in Tagen nach Erreichen der Feldkapazität.	S. 115
Abb. 6.1.21	Zeitliche Dynamik der gelösten Gehalte an Cr, Cu, Ni und Pb ($\mu\text{g/l}$) sowie an Mg und Ca (mg/l) in Tagen nach Erreichen der Feldkapazität.	S. 116
Abb. 6.1.22	Zeitliche Dynamik der gelösten Gehalte an K und Na ($\mu\text{g/l}$) in Tagen nach Erreichen der Feldkapazität.	S. 117

Abb. 6.1.5.1	Transsekte der Mischprobenentnahme und Bodenprofile der Flächen „Friedrichsseggen“ und „Miellen“.	S. 133
Abb. 6.2.1.1	Lage der Transsekte 1-5 und der Entnahmestellen von Interstitialwässern in Bereichen der Aartalsperre.	S. 139
Abb. 6.2.1.2	Dynamik von Temperatur- und Feuchtigkeitsverhältnissen in den nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profilen während der Messperiode (Aartalsperre).	S. 144
Abb. 6.2.1.3	Variationen von elektrischer Leitfähigkeit, pH-Werten und Redoxpotential in den nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profilen während der Messperiode (Aartalsperre).	S. 146
Abb. 6.2.1.4	Zeitliche Variationen von Konzentrationen des gelösten As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb und Zn in den Interstitialwässern der untersuchten Profile (Aartalsperre).	S. 149
Abb. 6.2.1.5	Zeitliche Variationen (19.8.–14.10.2011) von Konzentrationen gelöster Schwermetalle des Aarbaches in Bereichen der Stauwurzel, der Mitte des Staubeckens und des Auslaufs hinter der Staumauer.	S. 153
Abb. 6.2.2.1	Lage der Entnahmestellen von Sediment-, Interstitial- und Oberflächenwasserproben (TS Driedorf).	S. 159
Abb. 6.2.2.2	Dynamik von elektrischer Leitfähigkeit, pH-Werten und Redoxpotential in Interstitialwässern der Profile 1 und 2 während der Messperiode (TS Driedorf).	S. 163
Abb. 6.2.2.3	Zeitliche Variationen (26.4.-24.6.2013) des gelösten As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb und Zn in Interstitialwässern der Profile 1 und 2 (TS Driedorf).	S. 167
Abb. 6.2.2.4	Zeitliche Variationen (14.4.–24.6.2013) von Konzentrationen gelöster Schwermetalle des Rehbachs in Bereichen direkt unterhalb und ca. 500m flussabwärts der Staumauer der TS Driedorf.	S. 169
Abb. 6.2.3.1	Lage der Probennahmestellen im entleerten Staubecken der TS Klingenberg.	S. 171
Abb. 6.2.3.2	Aufschlüsse der untersuchten Profile (TS Klingenberg).	S. 173

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1	Gehalte von As und ausgewählten Schwermetallen in häufigen Gesteinen (mg/kg).	S.6
Tab. 2.2	Ladungsnullpunkt von häufigen Tonmineralen und Metall(hydr-)oxiden in Abhängigkeit vom pH-Wert.	S.8
Tab. 2.3	Grenz-pH-Werte für eine beginnende Mobilisierung verschiedener Schwermetalle.	S.11
Tab. 2.4	Experimentell ermittelte Redoxpotentiale für verschiedene Redoxreaktionen.	S.12
Tab. 3.1	Durchschnittliche Temperatur und Niederschlag der Jahre 1961-1990 der Station Bad Ems.	S. 30
Tab. 3.2	Mittlere Abflussraten im Bereich des Pegels Kalkofen der Jahre 1991-2003.	S. 32
Tab. 3.3	Cd, Cu, Pb und Zn in Bachsedimenten des unteren Lahntals (Salpetersäure-Extraktion).	S. 36
Tab. 3.4	Schwermetallgehalte (mg/kg) von Gerinnesedimenten der Lahn.	S. 37
Tab. 3.5	Eigenschaften der untersuchten Talsperren.	S. 38
Tab. 3.6	Durchschnittliche Temperatur und Niederschlag der Jahre 1961-1990 von in der weiteren Umgebung der TS gelegenen Klimastationen.	S. 38
Tab. 4.1	Hintergrund der verschiedenen Probennahmen.	S. 50
Tab. 5.1	Darstellung der entnommenen Proben und ihrer Entnahmeart.	S. 55
Tab. 5.2	Im Rahmen der Geländemessungen verwendete Messgeräte.	S. 57
Tab. 5.3	Erfassungsbereiche der zur Eichung verwendeten Element-Standardlösungen.	S. 61
Tab. 5.4	Einstufung der I_{geo} -Klassen inklusive relativer Anreicherungsfaktoren (AF).	S. 64
Tab. 6.1.1	I_{geo} der aus den Transsekten gewonnenen Mischproben im Uferbereich des Profils „Fr“.	S. 68
Tab. 6.1.2	I_{geo} der aus den Transsekten gewonnenen Mischproben im Uferbereich des Profils „Mi“.	S. 70
Tab. 6.1.3	I_{geo} der aus den Transsekten gewonnenen Mischproben im Uferbereich der Profile „Fb1“ und „Fb2“.	S. 72
Tab. 6.1.4	Textur und organische Substanz (Gew.%) der untersuchten Profile.	S. 72
Tab. 6.1.5	Wasserleitfähigkeiten (kf-Werte), Trockenrohdichten (Td), S-Werte und Gesamtporenvolumina (GPV) der untersuchten Profile.	S. 73

Tab. 6.1.6	Messwerte von elektrischer Leitfähigkeit und pH-Wert der Bodenproben, Medianwerte von elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert und Redoxpotential des Interstitialwassers sowie von Temperatur, volumetrischer Bodenfeuchte und Höhe des Grundwasserspiegels im Profil.	S. 77
Tab. 6.1.7	Spannweiten des Redoxpotentials der untersuchten Profile und Tiefenstufen.	S. 78
Tab. 6.1.8	Spannweiten und Medianwerte der Konzentration an gelöstem organischen Kohlenstoff innerhalb der untersuchten Profile und Tiefenstufen.	S. 79
Tab. 6.1.9	Königswasserlösliche Schwermetallgehalte der untersuchten Profile.	S. 80
Tab. 6.1.10	Bestehende Korrelationen des As in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.	S. 82
Tab. 6.1.11	Bestehende Korrelationen des Fe in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.	S. 85
Tab. 6.1.12	Bestehende Korrelationen des Mn in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.	S. 87
Tab. 6.1.13	Bestehende Korrelationen des Cd in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.	S. 90
Tab. 6.1.14	Bestehende Korrelationen des Zn in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.	S. 93
Tab. 6.1.15	Bestehende Korrelationen des Cu in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.	S. 95
Tab. 6.1.16	Bestehende Korrelationen des Cr in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.	S. 97
Tab. 6.1.17	Bestehende Korrelationen des Ni in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.	S. 99
Tab. 6.1.18	Bestehende Korrelationen des Pb in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.	S. 103
Tab. 6.1.19	Variationen von elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert und Redoxpotential während des Winterhochwassers 2011/2012.	S. 105
Tab. 6.1.20	Bestehende Korrelationen zwischen elektrischer Leitfähigkeit, Feuchtegehalten, Schwermetallen und den Erdalkalimetallen Na, Mg, K und Ca.	S. 117
Tab. 6.1.5.1	Monatliche und jahreszeitliche Entwicklungstrends des Zeitraums 1951-2000 in Hessen und angrenzenden Gebieten.	S. 129
Tab. 6.1.5.2	Bestehende Korrelationen zwischen elektrischer Leitfähigkeit (eL), Abflussmenge (m³) und den gelösten Konzentrationen des Fe und Zn im Fließgewässer der Lahn.	S. 134
Tab. 6.2.1.1	Medianwerte von Kornfraktionen und organischer Substanz in Mudden und davon überdeckten, fossilen Bodenbereichen auf Basis der Transsektproben (Aartalsperre).	S. 140
Tab. 6.2.1.2	Median der elektrischen Leitfähigkeit und pH-Werte in Seesedimenten und davon überdeckten fossilen Bodenbereichen auf Basis der Transsektproben (Aartalsperre).	S. 141

Tab. 6.2.1.3	Spannweiten und Medianwerte königswasserlöslicher Schwermetallgehalte von Seesedimenten und den davon bedeckten Bodenbereichen der Aartalsperre sowie I_{geo} der Medianwerte auf Basis der Transsektproben.	S. 142
Tab. 6.2.1.4	Textur des Feinbodens, organische Substanz und S-Werte der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile (Aartalsperre).	S. 143
Tab. 6.2.1.5	Arithmetisches Mittel von Wasserleitfähigkeit und Trockenrohdichte der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile in 5-10 cm Tiefe (Aartalsperre).	S. 143
Tab. 6.2.1.6	Eigenschaften der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile. Elektrische Leitfähigkeit und pH-Werte der Substrate, Medianwerte von pH- und eH-Werten sowie elektrischer Leitfähigkeit der Interstitialwässer, Höhe der Grundwasserspiegel zum Ende der Erhebungen (Aartalsperre).	S. 145
Tab. 6.2.1.7	Königswasserlösliche Schwermetallgehalte der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile (Aartalsperre).	S. 147
Tab. 6.2.1.8	Medianwerte gelöster Schwermetallkonzentrationen in den nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profilen (Aartalsperre).	S. 148
Tab. 6.2.1.9	Medianwerte von Temperatur, pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit in 10 cm Tiefe des Aarbaches während der Entleerung des Staubeckens und nach der Freilegung der Sedimente.	S. 151
Tab. 6.2.1.10	Medianwerte von Konzentrationen gelöster Schwermetalle in Wässern der Aartalsperre sowie prozentuale Anteilsverschiebungen von Elementkonzentrationen in Drainage- und Oberflächenwässern gegenüber Interstitialwässern.	S. 156
Tab. 6.2.2.1	Medianwerte der Kornfraktionen und organischen Substanz von Seesedimenten auf Basis der Transsektproben (TS Driedorf).	S. 160
Tab. 6.2.2.2	Median von elektrischer Leitfähigkeit und pH-Wert in Seesedimenten auf Basis der Transsektproben (TS Driedorf).	S. 160
Tab. 6.2.2.3	Spannweiten und Medianwerte königswasserlöslicher Schwermetallgehalte in Seesedimenten der TS Driedorf, sowie I_{geo} der Medianwerte auf Basis der Transsektproben.	S. 161
Tab. 6.2.2.4	Textur des Feinbodens, organische Substanz und S-Wert der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile (TS Driedorf).	S. 161
Tab. 6.2.2.5	Arithmetisches Mittel von Wasserleitfähigkeit und Trockenrohdichte in 5-10 cm Tiefe der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile (TS Driedorf).	S. 161

Tab. 6.2.2.6	Eigenschaften der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile. Elektrische Leitfähigkeit und pH-Werte der Substrate, arithmetisches Mittel von elektrischer Leitfähigkeit, pH- und eH-Werten der Interstitialwässer sowie durchschnittliche volumetrische Feuchte der obersten 10 cm zu Beginn und Ende der Messperiode (TS Driedorf).	S. 162
Tab. 6.2.2.7	Königswasserlösliche Schwermetallgehalte der Profile 1 und 2 (TS Driedorf).	S. 164
Tab. 6.2.2.8	Arithmetisches Mittel von gelösten Schwermetallkonzentrationen im Interstitialwasser der Profile 1 und 2 (Driedorf).	S. 164
Tab. 6.2.2.9	Arithmetisches Mittel von pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit in 10 cm Tiefe des Rebachs während und nach der Entleerung des Staubeckens.	S. 165
Tab. 6.2.3.1	Medianwerte von Kornfraktionen und organischer Substanz von Mudden und fossilen Bodenbereichen (TS Klingenberg).	S. 174
Tab. 6.2.3.2	Medianwerte von elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, S-Wert und volumetrischer Feuchte auf Basis der Transsektproben (TS Klingenberg).	S. 175
Tab. 6.2.3.3	Spannweiten und Medianwerte königswasserlöslicher Schwermetallgehalte in Seesediment und den davon bedeckten Auenböden sowie I_{geo} der Medianwerte auf Basis der Transsektproben (TS Klingenberg).	S. 176
Tab. 6.2.3.4	Textur des Feinbodens, organische Substanz, S-Wert und volumetrische Bodenfeuchte der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile (TS Klingenberg).	S. 178
Tab. 6.2.3.5	Elektrische Leitfähigkeit und pH-Werte der Bodenproben, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Redoxpotential und Temperatur der Interstitialwässer sowie Höhe des Grundwasserspiegels in den untersuchten Profilen (TS Klingenberg).	S. 179
Tab. 6.2.3.6	Königswasserlösliche Schwermetallgehalte der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile (TS Klingenberg).	S. 180
Tab. 6.2.3.7	Schwermetallgehalte in Interstitialwässern der untersuchten Profile (TS Klingenberg).	S. 180
Tab. 6.2.3.8	Arithmetisches Mittel der elektrischen Leitfähigkeit und des pH-Wertes der beprobten Gewässerabschnitte (TS Klingenberg).	S. 183
Tab. 6.2.3.9	Arithmetisches Mittel der Gehalte gelöster Schwermetalle im Gewässer der Wilden Weißeritz.	S. 183
Tab. 6.2.4.1	Medianwerte von Interstitial- und Oberflächenwässern der Untersuchungsgebiete.	S. 186

Anhangsverzeichnis

Anhang I	Messwerte von Schwermetallgehalten im Arbeitsgebiet „Untere Lahn“.	S. 1-27
Anhang II	Messwerte von Schwermetallgehalten im Rahmen des Laborversuches.	S. 28-34
Anhang III	Messwerte von Schwermetallgehalten innerhalb der untersuchten Talsperren.	S. 35-45
Anhang IV	Externe Daten, bereitgestellt vom rheinland-pfälzischen Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG).	S. 46-48
Anhang V	Gesetzliche Vorgaben und Richtwerte zu gelösten Schwermetallkonzentrationen in Böden und Gewässern.	S. 49-50

Abkürzungsverzeichnis

a	Annum
AM	Arithmetisches Mittel
BP	before present
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff (= <u>d</u> issolved <u>o</u> rganic <u>C</u> arbon)
eH	Redoxpotential
eL	elektrische Leitfähigkeit
“Fb”	Profil „Fachbach“
“Fr”	Profil „Friedrichsseggen“
GV	Glühverlust
GW(S)	Grundwasserspiegel
ICP-MS	Massenspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma
KAK	Kationenaustauschkapazität
lutro	Luftgetrocknet
Ma	Millionen Jahre
„Mi“	Profil „Miellen“
mV	Millivolt
µS/cm	Mykrosiemens pro cm
OS	Organische Substanz
PE	Polyethylen
SM	Schwermetall
TS	Talsperre

Horizontsymbole

II, III	Römische Ziffern, kennzeichnen verschiedene Bodenausgangssubstrate (geologische Schichten)
a	Auendynamik (bei Verwendung als vorangestelltes Horizontsymbol)
A	A- (Oberboden-) Horizont
B	B- (Unterboden-) Horizont
C	C- (Untergrund-) Horizont
f	fossil (bei Verwendung als vorangestelltes Horizontsymbol)
G	Mineralbodenhorizont mit Grundwassereinfluss
Go	G-Horizont mit im Jahresverlauf überwiegend oxidierenden Verhältnissen
Gr	G-Horizont mit im Jahresverlauf überwiegend reduzierenden Verhältnissen
Fo	Bodenhorizont am Gewässergrund (Mudde), mit deutlichen Oxidationsmerkmalen
Fr	Bodenhorizont am Gewässergrund (Mudde), gekennzeichnet durch reduzierende Bedingungen
M	Mineralbodenhorizont, im Holozän entstanden aus fortlaufend sedimentiertem Solummaterial
r	reliktisch (bei Verwendung als vorangestelltes Horizontsymbol)
v	verwittert (bei Verwendung als nachgestelltes Horizontsymbol)

Kornfraktionen

Kürzel	Größenklasse
gS = Grobsand	2-0,63 mm
mS = Mittelsand	0,63-0,2 mm
fS = Feinsand	0,2-0,063 mm
gU = Grobschluff	0,063-0,02 mm
mU = Mittelschluff	0,02-0,0063 mm
fU = Feinschluff	0,0063-0,002 mm
T = Ton	<0,002 mm

An dieser Stelle herzlichen Dank an:

Prof. Christian Opp (Betreuung und Gutachten), Prof. Arno Kleber (Zweitgutachten), Nina Zitzer und Dr. Gabriela Laufenberg (ICP-MS Messungen), Dr. Klaus Kaiser (DOC Messungen), Christine Günther und Marita Budde (Geolabor), Katina, Kristina, Papa, Janosch (Korrekturlese).

Abstract

Depending on their river catchment, heavy metals and arsenic are often accumulated in floodplains or reservoirs. Big parts of these trace elements are bound in minerals or adsorbed on the surface of soil particles, so that only their (easily) dissolved fraction can reach the food chain. As redox processes influence the soluble concentrations, dissolved heavy metal amounts can underlie variations within fluctuating water levels or changing moisture conditions. Extent and consequences of redox changes depend on their continuity, frequency and intensity, as well as the specific properties of the affected substrate. Changing levels of ground and river water can occur during different seasons and episodic flood- or low water events. Therefore it also seems plausible that upcoming flow- and moisture-changes as consequence of the climate change can influence the resulting risk of heavy metal accumulations. Additionally variations of water levels, moisture conditions and dissolved metal amounts can be triggered by human intervention during the emptying of water basins.

To analyze the pollution state and the mobilization behavior of dissolved heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) during seasonal and periodic fluctuations of water tables and soil moisture, floodplain soils of the Lahn valley (Germany) have been observed in field investigation for 2 years. Therefore soil profiles were chosen, that are situated in different distances to the riverbed as well as up- and downwards of watergates, where different frequencies and amplitudes of river- and groundwater changes are present. Out of the given moisture differences, variations of the mobile heavy metal phases and their key factors were recorded. The soils downward the water gates showed bigger influences by changing groundwater and a higher amplitude of redox variations, especially in deeper profile parts. The upward situated profile showed instead a more regular ground water level that caused only little changes in deeper soil parts, and a bigger influence of capillary waters in medium depths. A soil in bigger distance to the river showed a weaker response to the coupling of river- and groundwater changes in the dissolved heavy metal fraction. An impact of changing climate conditions on the heavy metal mobility is, at least for upper soils of the investigation area, expected to be very low.

Anthropogenically induced changes of water tables and their impact on dissolved heavy metal conditions in interstitial- and river waters were analyzed in three reservoirs. The analyses were conducted during and shortly after the complete emptying of two reservoirs (Aartalsperre, TS Driedorf), whereas the third basin (TS Klingenberg) was prospected after a 1,5 year lasting exposure. After the emptying the interstitial waters of the lake sediments were marked, because of good water-holding capacities, by mostly small and slowly beginning variations of dissolved trace metals. The water of the draining creeks showed simultaneously, affected by draining interstitial waters, significantly rising concentrations of several heavy metals. The longer exposed lake sediments showed instead a vertical differentiation of soil horizons with clear contrasts of dissolved metal amounts. The sediment passing creek underlay, with the exception of dissolved Mn, no continuous enrichment of the regarded elements.

1. Einleitung

Als Filter, Puffer und Wandler für organische und anorganische Schadstoffe übernehmen Böden eine wichtige Rolle in der Umwelt. Das Puffervermögen eines Bodens ist dabei von zahlreichen Parametern abhängig und variiert je nach Art des Schadstoffes. Zur Gruppe der anorganischen Schadstoffe werden einige Schwermetalle gerechnet, die natürlicherweise in geringen Gehalten in der Umwelt auftreten. Zumeist als Resultat menschlicher Tätigkeit können Schwermetalle verstärkt freigesetzt werden und bestimmte Konzentrationen überschreiten in denen sie, in die Nahrungskette gelangt, auf Organismen toxisch wirken. Hohe Anteile von emittierten Spurenelementen werden über atmosphärischen Eintrag aus beispielsweise industriellen Emissionen, KFZ-Abgasen oder Hausbrand sowie durch die Aufbringung von Mineraldüngern, Pflanzenschutzmitteln, Klärschlämmen, oder die Anlage von Deponien und Abraumhalden direkt durch den Menschen in obere Bodenbereiche eingetragen (ALLOWAY & AYRES 1996, S.172). Nach erfolgtem Eintrag können Schwermetalle, in Abhängigkeit von der Pufferkapazität des Bodens sowie von Menge und Bindungsverhalten des jeweiligen Metalles, an verschiedenen Sorbenten über einen gewissen Zeitraum in einem Boden oder Sediment gebunden und dadurch in ihren relativen Konzentrationen angereichert werden.

Verfügt ein Substrat über gewisse Schwermetallgehalte, können diese unter bestimmten Bedingungen wieder ausgetragen werden (SALOMONS & FÖRSTNER 1984, S.1ff.). Ist die Pufferkapazität eines Bodens erschöpft oder ändert sich einer ihrer Steuerungsfaktoren, wird eine Verlagerung der Schwermetalle über das Bodenwasser in andere Bodenbereiche, Grund- und Oberflächenwasser oder die Aufnahme durch Pflanzen möglich (FÖRSTNER et al. 1987, S.222; OPP 1999, S.240). Unabhängig vom Puffervermögen besteht zusätzlich die Möglichkeit zur Verfrachtung durch erosive Prozesse, wie Auswehung oder fluviale Mobilisation von Bodenpartikeln und der daran sorbierten Schwermetalle. Nehmen die Strömungsgeschwindigkeiten des Transportmediums ab, werden Bodenpartikel und Schwermetalle an anderer Stelle wieder sedimentiert (KERN 1997, S.13ff.).

Schwermetallanreicherungen finden bevorzugt in fluvialen oder lakustrinen Sedimenten statt, da hier die fluvial transportierten Schadstoffe der Einzugsgebiete abgelagert werden können. Da besonders die feinkörnigen Sedimentfraktionen und organischen Anteile der Flussfracht als wichtige Sorbenten von Schwermetallen fungieren, akkumulieren sich diese mit der Sedimentation belasteter Partikel häufig in Bereichen verlangsamter Fließgeschwindigkeiten. Die Böden und Sedimente von Flussauen, Staubereichen oder Bühnenfeldern fungieren daher häufig als Schwermetallsenken (FENNINGER et al. 1988, S.108; WESTRICH et al. 2000, S.1) und stellen durch die meist lange Verweilzeit der Schwermetalle das „Langzeitgedächtnis“ der Gewässergüte dar (HANISCH et al. 2005, S.1ff.).

Das Bindungsverhalten von Schwermetallen in Böden und Sedimenten ist von element- und substratspezifischen Gegebenheiten abhängig und verläuft daher je nach Element und Verhalten der gegenwärtigen Sorbenten verschieden. Auensubstrate unterliegen zudem der Beeinflussung durch variierende Wasserstände, die als Steuerungsfaktor der Bodenfeuchte das Mobilitätsverhalten von Schwermetallen entscheidend beeinflussen können. Dabei bestehen Differenzen je nach Frequenz und Intensität der Durchfeuchtungsänderungen (DU LAING et al. 2007a, S.617ff.). Da verschieden beschaffene Interstitial- und Auenbereiche von den Wasserstandsänderungen der sie durchdringenden Süßwässer unterschiedlich stark geprägt werden, können gebietsweise Unterschiede des davon beeinflussten

Mobilitätsverhaltens von Schwermetallen vermutet werden. Die im Rahmen dieser Arbeit vorgenommenen Untersuchungen zur Schwermetallmobilität sollen Aufschluss geben über Belastungsstadien ausgewählter Untersuchungsgebiete, Verhaltensweisen der lokal variierenden, von Durchfeuchtungsänderungen beeinflussten Sorptions- und Desorptionsprozesse und die Auswirkungen von sich möglicherweise zukünftig ändernden Parametern.

1.1 Problemstellung

Spätestens seit Beginn der siebziger Jahre unterlag die Schwermetallproblematik einer intensiven Erforschung. Zahlreiche Steuerungsfaktoren und -prozesse der Schwermetallmobilität sind daher relativ gut bekannt. Ob ein Schwermetall gebunden im Boden verbleibt oder von Organismen aufgenommen werden kann, ist besonders von dessen Konzentration und Bindungsverhalten abhängig (HORNBERG & BRÜMMER 1993, S.476).

In den Sedimentationsbereichen von Oberflächengewässern werden häufig große Anteile der in ihren Einzugsgebieten freigesetzten Schwermetalle gespeichert (MACKLIN et al. 1997, S.396; MÜLLER 1986, S.110). Oftmals sind daher die Bereiche von Flussauen (BRANDT 2003, S.56ff.; DOBLER 1999, S.22; KARDEL & RANK 2008, S.36ff.; RENNERT et al. 2010, S.489; RINKLEBE et al. 2007, S.211; SCHULZ-ZUNKEL & KRÜGER 2009, S.1349) oder Flussstauungen (MÜLLER et al. 2000, S.1342; ROSENBAUM-MERTENS 2003, S.160ff.; ULRICH et al. 2000, S.29; ZERLING et al. 2001, S.39) mit Schwermetallen belastet, wenn deren Einzugsgebiete über relativ hohe Schwermetallgehalte geogener Herkunft oder entsprechende Schwermetallquellen verfügen. Schwermetallbelastungen können wiederum, je nach lithologischen Eigenschaften der Substratkomponenten, Sedimentationsverhältnissen und anthropogener Beeinflussung, innerhalb kleiner Flächen stark variieren. Beispielsweise zeigen sich entlang von Fließgewässern sedimentationsbedingt häufig quantitative Unterschiede in variabler Distanz oder Höhenlage zu einem Gerinne (DU LAING et al. 2009a, S.3973; SCHULZ-ZUNKEL & KRÜGER 2009, S.1355), oder in verschiedenen beschaffenen Abschnitten innerhalb des Gerinnes selbst, wo Schwermetalle besonders in tief liegenden Zonen mit geringen Fließgeschwindigkeiten und Staubereichen akkumuliert werden (MÜLLER et al. 1998, S.77; RUPP & MEISNER 2013, S.103; SCHENK 1995, S.151).

Da große Anteile von Schwermetallvorkommen fest in die Bodenmatrix eingebunden sein können und somit häufig wenig pflanzenverfügbar vorliegen, geben die Gesamtgehalte einer Schwermetallmenge nur Hinweise auf ein potentiell Risiko. Von entscheidender Bedeutung ist demgegenüber die Konzentration der Schwermetalle in der Bodenlösung, da hieraus gelöste Schwermetalle von Organismen direkt aufgenommen werden können (STRUMPF & REICHMUTH 2009, S.44) oder ein Schadstofftransfer in andere Bodenbereiche sowie Grund- oder Oberflächenwasser erfolgen kann (VON GUNTEN et al. 1991, S.3608). Diese mobilen Anteile der Schwermetallgesamtgehalte werden häufig von variierenden Feuchteverhältnissen oder den Wasserstandsänderungen von Grund- oder Oberflächenwässern beeinflusst (DU LAING et al. 2009a, S.3973). Selbst wenn die belasteten Substrate bereits von jüngeren, weniger belasteten Sedimenten bedeckt sind, können anthropogene Eingriffe oder Änderungen der Wasserführung die Freisetzung von Schwermetallen in Interstitialwässer entscheidend prägen (HOLLERT et al. 2003, S.6). Zur vollständigen Gefahrenabschätzung eines

Schwermetallvorkommens sind daher immer Gesamtgehalte, deren mobile Anteile und Kenntnisse zu mobilitätsrelevanten Parametern von Interesse.

Bei im Einflussbereich von Grund- oder Oberflächenwässern gelegenen Böden kommt besonders dem Redoxpotential eine Schlüsselrolle zur Steuerung des Sorptionsverhaltens zu, da mit dem jahreszeitlichen oder ereignisbezogenen Variieren eines Wasserspiegels Redoxänderungen einher gehen können, die das Bindungsverhalten von Schwermetallen zu erheblichen Anteilen bestimmen (RINKLEBE et al. 2005, S.270). Ausmaß und Folgen von Redoxänderungen während variierender Durchfeuchtung sind dabei besonders von deren Dauer, Frequenz und Intensität, sowie den spezifischen Eigenschaften des betroffenen Substrates abhängig (SCHULZ-ZUNKEL & KRÜGER 2009, S.1352). Ändern sich die Redoxbedingungen, besteht besonders vor und während der frühen Stabilisierung eines Redoxstadiums die Möglichkeit zur verstärkten Freisetzung von Schwermetallen in die gelöste Phase (VAN DEN BERG et al. 1998b, S.378). Die einmalige Erhebung mobiler Schwermetallanteile in kontaminierten Substraten, die dem Einfluss von Wasserstandsänderungen ausgesetzt sind, stellt dementsprechend eine Art Momentaufnahme dar, was die Risikobewertung eines solchen Standortes deutlich erschweren kann. Zusätzlich ist denkbar, dass die von Schwermetallakkumulationen ausgehenden Risiken sich durch die Modifikation eines Schlüsselparameters mit fortschreitender Zeit ändern können. Beispielsweise bestehen Annahmen, dass Erscheinungen des Klimawandels (boden-)hydrologische Änderungen bewirken (HERGESELL & BERTHOLD 2007, S.48; RICHTER & IBER 2008, S.30ff.) und demnach über Redoxänderungen oder zunehmende Salzgehalte das Mobilitätsverhalten von Schwermetallen beeinflussen oder das Puffervermögen von Böden herabsetzen können (HMULV 2007, S.26; SCHÖNEMANN et al. 2008, S.20).

Neben solchen natürlichen Variationen von Durchfeuchtung und gelösten Schwermetallkonzentrationen können außerdem anthropogen gesteuerte Wasserstandsänderungen den Stoffhaushalt betroffener Substrate beeinflussen: So stellt während der gezielten Entleerung von Staukörpern eine durch die Freilegung der Sedimente verstärkte Freisetzung von Elementen wie Fe, Mn, N oder P in Interstitial- und Oberflächenwässer ein bekanntes Problem dar (AHEARN & DAHLGREN 2005, S.1755; BUSHAW-NEWTON et al. 2002, S.1588ff.; DAGNAC 1994, S. 73; MERLE et al. 1994, S.436; ORR et al. 2006, S. 563; RIGGSBEE et al. 2012, S.1447; STANLEY & DOYLE 2002, S.18; STANLEY & DOYLE 2003, S.697; ULRICH 1998, S.94). Die dabei erfolgenden Mobilitätsänderungen von Schwermetallen hingegen fanden bisher bei der Erforschung der Folgewirkungen von Staukörperentleerungen kaum Beachtung.

Zur Untersuchung der Belastungsstadien und des Mobilitätsverhaltens von Schwermetallen unter dem Einfluss wechselnder Wasserstände und Feuchteverhältnisse werden Auenböden in Bereichen der unteren Lahn herangezogen, da diese als Folge von ehemaligem Bergbau und Verhüttung häufig erhöhte Schwermetallkonzentrationen enthalten (HAUENSTEIN & HUTZLER-GARDT 1996, S.124; LENZ 1986, S.90; WIEBER 1994, S.112ff.). Zudem wird das Gewässer der Lahn innerhalb dieses Gebietes massiv durch Staustufen geprägt (HENNEBOEL 2004, S.9; MEIßNER 2004, S.18). Hierdurch bedingt existieren auf relativ kleinem Raum Auenbereiche, die von Wasserstandsänderungen in Amplitude und Frequenz verschieden stark beeinflusst werden. Die dadurch entstehenden Durchfeuchtungsunterschiede lassen entsprechende Differenzen in Menge und Variationsverhalten der mobilen Schwermetallfraktion in den verschiedenen beschaffenen Uferbereichen vermuten, wobei versucht wird, durch angepasste

Erhebungsstrategien eine repräsentative Analyse der Schwermetallbelastung und -dynamik durchzuführen.

Um die Folgewirkungen anthropogen bewirkter Wasserstandsänderungen, wie sie bei der Entleerung von Staukörpern auftreten, in die Thematik zu integrieren, werden zudem verschiedene Talsperren nach Belastungsstadien, Variationen mobiler Schwermetallanteile und deren Beeinflussung durch die Verringerung des Wasserstands untersucht. Da das komplette Herunterfahren des Wasserspiegels in Talsperren gewöhnlich relativ selten erfolgt, wurden teilweise Untersuchungsobjekte in Gebieten außerhalb des Einzugsgebietes der Lahn herangezogen.

1.2 Hypothesen

In Anbetracht des breiten Feldes der Schwermetallproblematik wurden die im Rahmen dieser Arbeit vorgenommenen Untersuchungen auf die Bearbeitung folgender Hypothesen begrenzt, die im Verlauf der Diskussion angesprochen werden sollen:

- a) Durch die Stauregulierung von Fließgewässern entstehen unterhalb und oberhalb der Staustufen von Wasserstandsänderungen unterschiedlich beeinflusste Uferbereiche, die deutliche Differenzen in Mengenverhältnissen und jährlichen Variationen gelöster Schwermetallanteile zeigen.
- b) Die als Folge des Klimawandels anzunehmenden Durchfeuchtungsänderungen können über die Einflussnahme auf Redoxverhältnisse und Salzgehalte die Mobilität von Schwermetallen in Böden der unteren Lahn vergrößern.
- c) Belastete Uferbereiche stellen eine Quelle für gelöste Schwermetalle im Fließgewässer der unteren Lahn dar.
- d) Das Entfernen des Wasserspiegels, wie es bei der kompletten Entleerung von Staubecken der Fall ist, wandelt diese von Schwermetallsenken in Schwermetallquellen um.

1.3 Ziele

Untersuchungen zur Abschätzung der von Schwermetallakkumulationen und Mobilitätsänderungen gegenwärtig und zukünftig ausgehenden Risiken erfordern umfangreiche Herangehensweisen. So eignen sich Geländemessungen und *in situ* Probenahmen zur realistischen Einschätzung der Belastungssituation eines Gebietes, werden aber in Auenbereichen häufig durch Überflutungen oder stärkere Trockenheitsereignisse erschwert. Laborversuche hingegen ermöglichen eine genauere Untersuchung der aus den Änderungen einzelner Steuerungsparameter hervorgehenden Folgen. Zur Bearbeitung von Fragestellungen zur Belastungssituation von Schwermetallen in von Wasserstands- und Durchfeuchtungsänderungen betroffenen Gebieten eignet sich daher die Kombination aus Gelände- und Laboruntersuchungen (RUPP et al. 2010, S.1445; RUPP & MEISSNER 2013, S.104). Hieran orientiert sich entsprechend die Auswahl und

Umsetzung der eigens speziell hierfür herangezogenen Probennahme- und Analysemethoden.

Um eine Überprüfung der dargestellten Hypothesen am Beispiel verschiedener Lokaltäten zu gewährleisten, ist die Bearbeitung mehrerer Teiluntersuchungen notwendig, die folgend als Ziele dieser Arbeit aufgelistet sein sollen:

- Feststellung der Belastungsstadien ausgewählter Auenbereiche und Stauräume;
- Risikobewertung von Schwermetallvorkommen in Auenbereichen durch die Bestimmung von Konzentration und zeitlicher Dynamik der bioverfügbaren Schwermetallanteile;
- Untersuchung der Einflussnahme von variierendem Grundwasserspiegel und Änderungen der Bodenfeuchte auf die zeitliche Dynamik mobiler Schwermetallanteile durch *in-situ*- und Labor- Messungen;
- Untersuchung der Schwermetallfreisetzung in Interstitial- und Oberflächenwässer bei der vollständigen Entleerung von Talsperren.

Da die Gehalte fluvial eingetragener Schwermetalle bereits auf kleinem Raum stark variieren können (BABOROWSKI et al. 2007, S.773) und gleichzeitig verschiedene Eigenschaften der jeweiligen Böden oder Sedimente innerhalb eines Gebietes die in ihnen erfolgenden Durchfeuchtungsänderungen beeinflussen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.216ff.), werden die Untersuchungen an mehreren verschieden beschaffenen Standorten durchgeführt. Einerseits soll dies die Repräsentativität der Ergebnisse verbessern, andererseits wird hierdurch ein Vergleich der einzelnen untersuchten Profile ermöglicht, woraus auf die Reaktionsneigung unterschiedlicher Substrate auf variierende Feuchteverhältnisse und daraus hervorgehende Folgewirkungen rückgeschlossen werden kann.

Mit der Bearbeitung der Zielstellungen wird einerseits beabsichtigt, einen Beitrag zum Prozessverständnis des Mobilitätsverhaltens von Schwermetallen zu leisten. Der Schwerpunkt liegt hierbei auf der Analyse des allgemeinen Reaktionsverhaltens von Schwermetallen während variierenden Feuchtebedingungen. Dabei wird versucht, die Reaktionsbereitschaft zahlreicher anorganischer Schadstoffe in den einzelnen Untersuchungsgebieten realistisch einzuschätzen. Nachteil dieser Vorgehensweise ist, dass aufgrund der großen Zahl der untersuchten Elemente auf die bindungsspezifischen Eigenschaften einzelner Schwermetalle und die dabei relevanten Steuerungsfaktoren nur weniger intensiv eingegangen werden kann.

Andererseits dienen die gewonnenen Daten zur Einschätzung der Schwermetallkonzentrationen in den einzelnen Untersuchungsbereichen und damit zur grundsätzlichen Bewertung ihrer jeweiligen Belastungssituationen und Schadstoffdynamiken. Hieraus können, wenn erforderlich, Nutzungs- und Handlungsempfehlungen sowie zukünftige Entwicklungstendenzen abgeleitet werden.

2. Schwermetalle in der Umwelt

Als „Schwermetalle“ werden nach KUMMERT & STUMM (1992, S.153) Metalle mit Dichten $>6 \text{ g/cm}^3$ definiert. Sie sind primär in zahlreichen Mineralen und Gesteinen vorhanden, einige wie beispielsweise Chrom, Nickel, Zink oder Kupfer dienen als Spurennährelemente für Organismen (KUNTZE & HERMS 1986, S.195). Verschiedenartige Gesteine können über sehr unterschiedliche Gehalte an Schwermetallen verfügen (Tab. 2.1).

	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
Kontinentale Kruste ¹	3,4	15	0,1	88	35	45	69
Granit ²	1,2 – 2,9	9 – 72		1 – 5	2 – 10	4 – 19	8 – 121
Bimstuff ²	3,1 – 8,5	19 – 40	< 0,3	24 – 70	7 – 11	13 – 27	80 – 220
Basalt, Gabbro ²	1,6 – 4,3	26 – 37		253 – 398	38 – 67	154 – 278	90 – 117
Glimmerschiefer ¹⁺²	3,7 – 9,6	30 – 30	0,1	51 – 84	21 – 39	27 – 57	102 – 150
Tonstein ¹⁺²	7,4 – 10,8	34 – 46	0,13	97 – 110	19 – 26	55 – 65	88 – 108
Mergelstein ²	4,5 – 10,0	43 – 59	< 0,3	44 – 69	16 – 33	37 – 65	58 – 87
Kalkstein ²	2,5 – 5,3	32 – 45	0,04	2 – 9	7 – 12	12 – 22	26 – 46
Sandstein ²	3,6 – 6,3	16 – 25		9 – 30	6 – 11	10 – 18	22 – 39
Löß ²	5,7 – 7,4	31 – 27	< 0,3	59 – 75	14 – 16	25 – 31	46 – 61
Sande ²	1,1 – 1,5	9 – 12	< 0,3	1 – 2	< 3	4 – 7	9 – 13
Roherze untere Lahn ³		12000 – 70000			1700 – 4800		36000 – 140000

Tabelle 2.1: Gehalte von As und ausgewählten Schwermetallen in häufigen Gesteinen (mg/kg).

Quelle: HAUENSTEIN & HUTZLER-GARDT (1996, S.65ff.); auf Datengrundlage von ¹MERIAN (1984), ²HINDEL & FLEIGE (1991) und ³WIEBER (1994).

Entsteht über die Verwitterung von Gesteinen ein Boden oder Sediment, ergibt sich aus dem ursprünglichen Stoffbestand des Ausgangsgesteins deren geogener Grundgehalt an Schwermetallen, der sich aus lithogen (gesteinsbedingt) und chalkogen (mineralisationsbedingt) angereicherten Schwermetallen sowie deren pedogener Umverteilung ergibt (LABO 2003, S.5). Im Gestein sind Schwermetalle in die Kristallgitter der Minerale eingebunden, wodurch sie für die Biosphäre weitgehend unverfügbar vorliegen. Durch Verwitterungsprozesse oder industrielle Aufbereitung des Gesteins können sie allerdings aus ihren mineralischen Bindungen in Umwelt und Nahrungskette gelangen (KUNTZE & HERMS 1986, S.196).

Die Freisetzung von Schwermetallen in die Umwelt kann auf relativ vielfältigen Wegen erfolgen. Grundsätzlich kann zwischen diffusen und punktuellen Einträgen unterschieden werden. Bei den diffusen Quellen handelt es sich beispielsweise um gas- und staubförmige Emissionen oder Oberflächenabschwemmungen von Böden, Straßen oder versiegelten Flächen, worüber die Eintragsbereiche dieser atmosphärischen oder aquatischen Transportstoffe mit Schwermetallen angereichert werden. Punktuelle Schwermetallquellen stellen hingegen Abwassereinleitungen von Industrieanlagen und Kommunen, Sickerwässer von Deponien und Halden oder die landbauliche Verwertung von Abfallstoffen dar (KUMMERT & STUMM 1992, S.132ff.).

Zahlreiche Schwermetalle sind für pflanzliche und tierische Organismen unentbehrlich oder wirken sich nützlich auf deren Vitalität aus, während einige wiederum als ernährungsphysiologisch irrelevant gelten. Werden Schwermetalle jedoch in zu hohen Konzentrationen aufgenommen, können sie auf Organismen toxisch wirken (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.329ff.) und in bestimmten Geweben von Lebewesen angereichert werden (MERIAN 1984, S.35). Da diese Elemente häufig aus Böden durch

die Stoffaufnahme von Pflanzen, die als Nahrungsmittel von Tier und Mensch dienen, in die Nahrungskette gelangen, kommt der Pedosphäre im Kreislauf der Schwermetalle eine zentrale Bedeutung zu (KUNTZE et al. 1984, S.718).

2.1 Schwermetalle in Böden

Böden und Sedimente verfügen über die Fähigkeit, zahlreiche organische und anorganische Stoffe binden zu können. Sie fungieren daher sowohl als Schadstoffsinken als auch als potentielle Schadstoffquellen, da an sie gebundene Schadstoffe wieder freigesetzt werden können, wenn sich Steuerungsgrößen der Schwermetallmobilität innerhalb eines bereits belasteten Substrates ändern (CALMANO et al. 1996, S.1).

Neben den gegebenen Schadstoffkonzentrationen bestimmt besonders die Bindungsform eines Schwermetalles die Möglichkeit zu dessen erneuter Freisetzung in die Biosphäre (KUNTZE & HERMS 1986, S.196). Da Spurenelemente innerhalb eines Substrates in verschiedenen Anteilsverhältnissen unterschiedlich stark gebunden sein können, sagen ihre Gesamtgehalte relativ wenig darüber aus, wie hoch ihre tatsächliche Verfügbarkeit für Bioorganismen zu einem bestimmten Zeitpunkt einzuschätzen ist. Die toxische Wirkung von Schwermetallen gewinnt daher vor allem durch ihre Gehalte in der Bödenlösung an Aussagekraft. In der Regel nehmen allerdings mit steigenden Gesamtgehalten auch die verfügbaren Anteile der Schwermetalle zu (HORNBURG & BRÜMMER 1993, S.476). Schwermetalle liegen in der Bodenlösung meist in Form negativ geladener metallorganischer Komplexe vor. Cadmium kann bei höheren Chloridkonzentrationen auch in Form unterschiedlicher Chlorokomplexe vorliegen. Erst im sauren Reaktionsbereich gelangen größere Anteile freier Metallionen, meist in der Abfolge $Cd > Zn > Ni > Pb$ ins Porenwasser (KUNTZE et al. 1984, S.720). Werden die Schwermetallgehalte einer Bodenlösung durch Pflanzenaufnahme oder Auswaschung vermindert, kann eine Nachlieferung adsorbierter Schwermetalle in die Lösungsphase erfolgen. Je mehr dabei das Gleichgewicht der gelösten Fraktion zur Seite der adsorbierten Schwermetallmengen verschoben ist, desto besser können Veränderungen der Schadstoffgehalte in der Bodenlösung gepuffert werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.369).

2.1.1 Sorbenten

Schwermetalle können in Böden und Sedimenten im pflanzenverfügbaren Zustand im Porenwasser vorliegen, oder auf verschiedene Weisen an Partikel gebunden werden. Da die Bindungsform eines Schwermetalles dessen Verfügbarkeit für Organismen bestimmt, ist deren Kenntnis für eine Beurteilung des Gefahrenpotentials belasteter Böden und Sedimente von großer Bedeutung (HERMS & BRÜMMER 1984b, S.401). Die Sorption von Ionen der Bodenlösung an Bodenpartikel kann durch elektrostatische oder chemische Bindungen zwischen Sorbent und Sorbat erfolgen. Die elektrostatische Bindung wird auch als unspezifische Sorption bezeichnet, da die sorbierten Ionen mit anderen Ionen gleicher Ladung austauschbar sind. Bei der chemischen beziehungsweise spezifischen Sorption hingegen werden Liganden zwischen Sorbent und Sorbat ausgetauscht, Ionen werden also ladungsunabhängig durch kovalente Kräfte wesentlich stärker gebunden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.103ff.).

Die Sorption von Schwermetallen im Boden geschieht besonders an den Oberflächen von organischen Substanzen, Tonmineralen sowie Metalloxiden und -hydroxiden des Fe, Mn und Al, da diese durch funktionelle Gruppen, Tonminerale auch durch isomorphen Ersatz über geladene Oberflächen verfügen, die entsprechend eine unspezifische Sorption

ermöglichen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.104). Dabei bestehen je nach Element unterschiedliche Bindungsaffinitäten (HERMS & BRÜMMER 1984b, S.401). Die durch funktionelle Gruppen entstehende Oberflächenladung der Sorbenten wird grundsätzlich stark vom pH-Wert des Bodens gesteuert, da diese über positive Ladungen verfügen, wenn der pH-Wert der Bodenlösung ihren jeweiligen Ladungsnullpunkt unterschreitet während umgekehrt negative Ladungsüberschüsse bestehen (CHENG et al. 2009, S.18).

Mineral	pH
Birnessit ($\delta\text{-MnO}_2$)	2,2
Montmorillonit	< 2,5
Quarz (SiO_2)	2,9
Kaolinit	4,6
$\alpha\text{-Al(OH)}_3$	5,0
$\alpha\text{-MnO}_2$	5,1
Hämatit ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$)	8,5
$\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$	8,5
Fe(OH)_3	8,5
Korund ($\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3$)	9,1
Goethit ($\alpha\text{-FeOOH}$)	9,3
Calcit (CaCO_3)	9,5
$\delta\text{-Al}_2\text{O}_3$	9,5
MgO	12,3

Tabelle 2.2: Ladungsnullpunkt von häufigen Tonmineralen und Metall(hydr-)oxiden in Abhängigkeit vom pH-Wert. Quelle: CHENG et al. (2009, S.17).

Wie aus Tabelle 2.2 hervorgeht, sind um den nahezu neutralen pH-Bereich die Oberflächen von Fe- und Al-(Hydr-)oxiden überwiegend positiv geladen, während Tonminerale weitgehend negative Oberflächenladungen aufweisen. Mit steigendem pH-Wert steigt entsprechend die Möglichkeit zur Kationensorption eines Bodens, umgekehrt nimmt mit sinkendem pH die Befähigung zur Sorption anionischer Verbindungen oder Elemente zu (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.104). Durch ihren geringeren Ladungsnullpunkt sind Mn-(Hydr-)oxide grundsätzlich besser zur Bindung kationischer Schwermetalle geeignet als die des Fe, umgekehrt liegen (Hydr-)oxide des Fe in Böden gewöhnlich in vergleichsweise größeren Mengen vor, was deren Bedeutung als Sorbent wieder relativ vergrößert (KUNTZE & HERMS 1986, S.200).

Zusammenfassend werden Sorptionsprozesse durch die Konzentrationen von im Wasser gelösten Stoffen und konkurrierenden Elementen, vorherrschenden pH-Werten, Oberflächengrößen der Sorbenten und der Spezifizierung des Sorbates bestimmt (CHENG et al. 2009, S.17). Zudem kann die Bildung löslicher organischer oder anorganischer Komplexe die Verfügbarkeit von Schwermetallen wieder erhöhen (HERMS & BRÜMMER 1984b, S.421). Eine zusätzliche Immobilisierung von Schwermetallen kann durch das Eingehen sulfidischer, phosphatischer oder carbonatischer Verbindungen entstehen, wodurch diese mittels Fällung als schwerlösliche Verbindungen festgelegt werden (SALOMONS et al. 1987, S.18ff.). Ein wichtiger Unterschied zwischen adsorptiver Bindung und chemischer Fällung besteht darin, dass bei einer Erhöhung der Gesamtgehalte durch einen Schwermetalleintrag die Anteile adsorbierter Mengen am Gesamtgehalt relativ abnehmen, so dass die Löslichkeit und Verfügbarkeit des eingetragenen Schwermetalles steigt. Bei chemischer Fällung der Schwermetalle hingegen wird jede weitere zugeführte Menge des betroffenen Schwermetalles ausgefällt, so dass die Lösungskonzentration trotz steigender Gesamtgehalte solange gleich bleibt, wie ein Überschuss an fällend wirkenden Substanzen im Boden vorhanden ist (BRÜMMER et al. 1986, S.391).

Organische Substanz

Organische Verbindungen können durch Adsorptionsvorgänge Schwermetalle in der festen Bodenphase binden oder über Komplex- und Chelatbildung in der Bodenlösung anreichern (DU LAING et al 2009a, S.3976). Höhere Gehalte an hochmolekularen, unlöslichen organischen Substanzen können somit die Mobilität von Schwermetallen verringern und selbst bei saurer Bodenreaktion als wichtige Sorbenten für einige Schwermetalle dienen, während umgekehrt lösliche, niedermolekulare Substanzen bedeutende Mobilisierungen von Schwermetallen durch Komplexbildung bewirken (HERMS & BRÜMMER 1984b, S.421). Die Affinität zur Sorption durch organische Verbindungen verläuft nach HILLER & BRÜMMER (1997, S.52) in der Reihenfolge $\text{Cu} > \text{Pb} \geq \text{Cd} > \text{Zn} \geq \text{Ni} > \text{Co}$, wobei jedoch zu beachten ist, dass unter stärker sauren Verhältnissen die Bindungen besonders bei Pb und Cd durch kompetitive Wirkungen auch stärker durch Sesquioxide vorgenommen werden können.

Die Bildung von Komplexen geschieht durch die Bindung des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC) an Schwermetalle. Die Bildungsrate von metallorganischen Komplexen und daraus hervorgehende Beeinflussungen der gelösten Schwermetallfraktion hängen daher eng mit den Gehalten an DOC zusammen (OLIVIE-LAUQUET et al.2001, S.943ff.). Die Freisetzung von gelöstem organischem Kohlenstoff unterliegt durch die temperaturabhängige Aktivität von Mikroorganismen und dem wechselnden Input an organischen Materialien jahreszeitlichen Variationen. Die Schwermetallmobilität wird entsprechend durch die Gesamtmenge der organischen Substanz indirekt beeinflusst, da sie eine Nahrungsquelle für Mikroorganismen bildet, die das Mobilitätsverhalten von Schwermetallen während Redoxänderungen steuern können (DU LAING et al. 2009a, S.3976). Im Vergleich zu oxischen Verhältnissen findet unter anoxischen Bedingungen eine wesentlich stärkere Bildung von metallorganischen Komplexen statt, da Mikroorganismen verstärkt komplexierend und reduzierend wirkende organische Stoffe produzieren. Die Ausbildung sulfidischer Verbindungen der Schwermetalle kann dem jedoch entgegen wirken (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.152). Des Weiteren besteht ein enger Zusammenhang zwischen den verschiedenen komplexbildenden Schwermetallen und dem pH des Bodens. So gewinnt die bei pH-Werten >6 verstärkt einsetzende Komplexbildung von Schwermetallen für deren Mobilisation zunehmend an Bedeutung (HERMS & BRÜMMER 1984b, S.409). Dabei unterscheiden sich einige Metalle in ihren Bereitschaften zur Komplexbildung: So zeigen bei höheren DOC-Gehalten unter schwach bis mäßig sauren Verhältnissen lediglich Cu ($\text{pH} > 5,5$) und Zn ($\text{pH} > 6,5$) verstärkte gelöste Anteile durch Komplexbildung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.150), während die Anteile komplexiert vorliegender Schwermetalle bei pH 8 gewöhnlich in der Reihenfolge $\text{Pb} < \text{Zn} < \text{Cd} < \text{Cu}$ verlaufen (HERMS & BRÜMMER 1984b, S.409). Sinkt der pH-Wert, werden die Komplexe verstärkt an Oxiden sorbiert oder können durch erhöhte Protonenkonzentrationen wieder aufgespalten werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.150).

Oxide und Hydroxide

Überwiegend Mineraloberflächen, aber auch innere Bereiche von Oxiden und Hydroxiden des Eisens, Mangans und Aluminiums stellen häufig Sorptionsbereiche von Schwermetallen dar (BRÜMMER et al. 1986, S.383). Dies geschieht, wie auch bei vielen organischen Substanzen, hauptsächlich über die hohen Anteile an variabler Ladung, über die oxidische und hydroxidische Verbindungen verfügen. Ihre Adsorptionskapazität für Schwermetalle nimmt daher mit steigendem pH zu (KUNTZE & HERMS 1986, S.200).

Unter aeroben Bedingungen fungieren Oxide und Hydroxide als wichtige Sorbenten von Spurenelementen, während ihre zunehmende Lösung unter reduzierenden Verhältnissen die Freisetzung ihrer Sorbate in die Bodenlösung bewirkt. In Böden, die im Einflussbereich

von Gewässern gelegen sind, können die Gehalte von Spurenelementen im Bodenwasser daher während überflutungsbedingten Redoxänderungen besonders stark variieren.

Die Neigung zur Adsorption an oxidischen Verbindungen ist je nach Art des Schwermetalles verschieden. Nach TRIVEDI & AXE (2000, S.2215) kann die Bereitschaft verschiedener Elemente zur Sorption an Oxiden übergreifend als $Pb > Cu > Zn > Cd > Co > Mn > Sr > Ca$ zusammengefasst werden, nach KUNTZE et al. (1984, S.723) gilt die Reihenfolge $Pb \gg Zn > Ni > Cd$. Allerdings bevorzugen unterschiedliche Oxide oder Hydroxide verschiedene Spurenelemente als Sorbate und unterscheiden sich in ihren Adsorptionsvermögen (SCHULZ-ZUNKEL & KRUEGER 2009, S.1355).

Tonminerale

Da Tonminerale in Böden häufig in größeren Mengen vorkommen und durch ihre permanente Ladung bedeutende Anteile der Kationenaustauschkapazität ausmachen können, haben sie eine wichtige Bedeutung für die Festlegung von Schwermetallen. In tonreichen Böden stehen daher bedeutende Mengen unspezifischer Adsorptionsplätze zur Verfügung, wodurch selbst unter sehr sauren Verhältnissen Schwermetalle von Tonmineralen adsorbiert werden können (HERMS & BRUEMMER 1984b, S.416). Die Art der im Boden auftretenden Tonminerale ist für die Bindung von Spurenelementen wichtiger als die Gesamtmenge des Tons an sich, da die Adsorptionskapazität nach dem Muster Kaolinit < Chlorit < Illit < Montmorillonit < Vermiculit verläuft (KUNTZE et al. 1984, S.722). Schwermetalle werden in der Reihenfolge $Pb \gg Cd > Zn$ an Tonminerale gebunden.

Verschiedene Tonminerale können sich in den Anteilen ihrer variablen Ladung unterscheiden. Grundsätzlich verfügen sie aber über relativ geringe Anteile an variabler Ladung, weswegen sie auf Änderungen des pH-Wertes weniger deutlich als organische oder oxidische Verbindungen reagieren (KUNTZE et al. 1984, S.720ff.).

Sulfide

Sulfide sind Salze des Schwefelwasserstoffs (H_2S), die durch eine Verbindung von Schwefel und Metallionen (Ausnahme: As_4S_4 , As_2S_3) gekennzeichnet sind (MATTHES 2001, S.31ff.). Die Bildung von Sulfiden geschieht mit Hilfe spezieller Bakterien die, um unter anaeroben Verhältnissen Energie von organischen Substanzen zu gewinnen, Sulfat-Ionen als Elektronenakzeptator benutzen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.463). Die Rate der Sulfidbildung wird daher über die Menge und Beschaffenheit organischer Substanzen, die als Nahrungsquelle der Mikroorganismen dienen, Sulfatgehalte und Redoxverhältnisse eines Bodens bestimmt und kann zwischen Böden mit verschiedener Textur und unterschiedlichen Organikgehalten deutlich variieren (DU LAING et al. 2009a, S.3976).

Nach GUO et al. (1997, S.306) können Sulfide ab eH-Werten < -130 mV gebildet werden. Werden solch reduzierende Verhältnisse erreicht, können Schwermetalle nach bakterieller Sulfatreduktion sulfidische Verbindungen eingehen oder an deren Oberflächen sorbiert werden (CANAVAN et al. 2007, S.263). Aufgrund ihrer elementspezifischen Eigenschaften sind allerdings längst nicht alle Schwermetalle zur Bildung sulfidischer Verbindungen befähigt. Klassische Bestandteile von Sulfiden sind Elemente wie Fe, Mn, Cd, Cu, Ni, Pb und Zn (BUYKX et al. 2000, S.26). Zudem ist die Bereitschaft zur Bildung von Sulfiden je nach Art des Schwermetalles und des Sulfatangebotes verschieden. Die verschiedenen Sulfide können sich wiederum in Löslichkeit und Bildungsraten unterscheiden (WALLMANN et al. 1996, S.198ff.). Ausmaß und Wirkungsgrad der Sulfidbildung auf das Mobilitätsverhalten von Spurenelementen sind abhängig von der Menge freier Schwermetalle und dem Umfang der Sulfatreduktion. Einhergehend mit Redoxänderungen ist in von Grund- oder Oberflächenwässern beeinflussten Böden häufig der Wechsel von Sulfidbildung und erneuter Lösung bei steigendem Redoxpotential zu beobachten (VAN DEN BERG et al. 1998b, S.377ff.).

Carbonate

Als Carbonate werden die Salze der Kohlensäure (H_2CO_3) bezeichnet, denen ein CO_3^{2-} als inselartiger Anionenkomplex gemeinsam ist (MATTHES 2001, S.83). Unter reduzierenden Bedingungen können einige Schwermetalle bei erhöhtem CO_2 -Partialdruck in carbonatische Verbindungen eingebaut und dadurch in einen immobilen Zustand überführt werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.138). Gleichzeitig stellt die Gegenwart von Carbonaten in kalkreichen Auenböden oder Sedimenten einen effektiven Puffer gegen den Abfall des pH-Wertes dar (DU LAING et al. 2009a, S.3980). Allerdings können Carbonate umgekehrt auf pH-Änderungen besonders empfindlich reagieren (GUO et al. 1997, S.306). PH-Senkungen, aber auch die steigenden Ca-Konzentrationen der Bodenlösung während partieller Entkalkung können in kalkreichen Sedimenten die Freisetzung von Schwermetallen verstärken (DU LAING et al. 2007a, S.618ff.).

2.1.2 Faktoren des Sorptionsverhaltens

Da Schwermetalle zu großen Anteilen an negativ geladenen Partikeloberflächen sorbiert oder durch das Eingehen sulfidischer oder carbonatischer Verbindungen immobilisiert werden können, sind sie in ihrem Bindungsverhalten automatisch durch Steuerungsparameter von Oberflächenladung und Stoffneubildungen beeinflussbar. Ihr Sorptionsverhalten wird daher, neben der zur Sorption erforderlichen Gegenwart besagter Sorbenten, durch Bodeneigenschaften wie pH-Wert, Salinität oder Redoxpotential, indirekt auch durch organische Substanzen, Schwefel- und Carbonatgehalte oder Pflanzenwachstum bestimmt. Das Verhalten dieser Parameter kann wiederum von dem hydrologischen Regime eines Bodens beeinflusst werden.

pH-Wert

Der pH-Wert kann die Mobilisation und Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen entscheidend steuern. Seine Wirkung erfolgt über die Beeinflussung der negativen Oberflächenladungen wichtiger Schwermetallsorbenten wie organischen Substanzen, Metalloxiden und -hydroxiden oder silikatischem Ton, die mit sinkenden pH-Werten durch steigende H^+ -Konzentrationen zunehmend reduziert werden. Gleichzeitig wird die Löslichkeit von carbonatischen oder sulfidischen Schwermetallverbindungen erhöht (DU LAING et al. 2009a, S.3980).

Element	Cd	Zn	Ni	Cu	As	Cr	Pb	Hg
Grenz-pH-Wert	6,5	6,0–5,5	5,5	4,5	4,5-4	4,5-4	4,0	4,0
relative Verfügbarkeit	hoch		mittel		gering			

Tabelle 2.3: Grenz-pH-Werte für eine beginnende Mobilisierung verschiedener Schwermetalle. Eigene Darstellung nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002, S.369).

Mit sinkenden pH-Werten nimmt daher die Bindung von Schwermetallen durch Bodenpartikel ab, während ihre Löslichkeit ansteigt. Die Mobilitätszunahme bei sinkendem pH erfolgt je nach Schwermetall verschieden und verläuft grundsätzlich $\text{Cd} > \text{Zn} \approx \text{Ti} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{As} = \text{Cr} \approx \text{Pb} \approx \text{Hg}$ ³⁰ (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.369). In von Oberflächen- und Grundwasser beeinflussten Böden steht der pH-Wert in engem Zusammenhang mit den sich während wechselnden Feuchteverhältnissen ändernden Redoxprozessen. Wasserstoffionen können während Oxidationsreaktionen freigesetzt und durch Reduktionsvorgänge gebunden werden. Die dafür bedeutendsten Komponenten im Boden sind Schwefel-, Eisen- und Stickstoffverbindungen, durch deren Oxidation während

Sauerstoffkontakt eine Senkung des pH-Wertes und steigende Redoxpotentiale und während deren Reduktion sinkende Redoxpotentiale bei steigendem pH beobachtet werden können (CALMANO et al. 1992, S. 248ff.). Mit wechselnder Überflutung und Austrocknung eines Sediments kann demnach über pH-Änderungen eine deutliche Beeinflussung der Schwermetallmobilität einher gehen.

Pflanzen können in Bereichen ihrer Rhizosphäre den pH-Wert auf 3-4 absenken, wodurch grundsätzlich auch Schwermetalle aus Böden mit höheren Durchschnitts-pH-Werten aufgenommen werden und in die Nahrungskette gelangen können (KUNTZE et al. 1984, S.721).

Redoxpotential

Die Wertigkeiten und Bindungsformen einiger Elemente können in Abhängigkeit von Redoxreaktionen variieren. Je nach Wertigkeitsstufe können diese Elemente verschiedenartige Verbindungen eingehen oder aus diesen gelöst werden. Da hierdurch sowohl das Bindungsverhalten einiger Schwermetalle wie auch die Bildung wichtiger Schwermetall-Sorbenten (zB: Oxide, Hydroxide) und -verbindungen (Carbonate, Sulfide) bestimmt werden, stellen die Redoxverhältnisse eines Bodens einen wichtigen Steuerungsfaktor der Schwermetallverfügbarkeit dar (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.136ff.).

Redoxverhältnisse werden durch die Sauerstoffversorgung eines Bodens bestimmt (VAN DEN BERG et al. 1998b, S.377). Da die Wassersättigung eines Bodens Sauerstoffmangel begünstigt, kann die Sauerstoffversorgung von Böden durch den Wechsel von Überflutung und anschließendem Trockenfallen zeitlich stark variieren. Gebiete im Einflussbereich wechselnder Wasserstände erfahren über Durchfeuchtungsschwankungen besonders ausgeprägte Änderungen des Redoxpotentials (Guo et al. 1997, S.306).

Redoxreaktion	eH (mV)
Beginn der NO ₃ -Reduktion	+450...+550
Beginn der Mn ²⁺ Bildung	+350...+450
O ₂ nicht mehr nachweisbar	+330
NO ₃ nicht mehr nachweisbar	+220
Beginn der Fe ²⁺ Bildung	+150
Beginn der SO ₄ ²⁻ Reduktion und Sulfidbildung	-50
Beginn der CH ₄ -Bildung	-120
SO ₄ ²⁻ nicht mehr nachweisbar	-180

Tabelle 2.4: Experimentell ermittelte Redoxpotentiale (eH) für verschiedene Redoxreaktionen.

Quelle: SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002, S.141).

Unter anaeroben Bedingungen nutzen Mikroorganismen anorganische und organische Verbindungen hoher Oxidationsstufe als Elektronenakzeptatoren, wodurch NO₃ zu N₂O, N₂ oder NH₄, Mn³⁺/Mn⁴⁺ zu Mn²⁺, Fe³⁺ zu Fe²⁺, SO₄ zu H₂S, CO₂ zu CH₄ oder H⁺ zu H₂ reduziert werden können (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.140). Welche dieser Reaktionen erfolgen, beruht zu einem großen Anteil auf der Höhe des Redoxpotentials (Tab. 2.4). Wegen der Beeinflussung der Elementwertigkeiten durch die Wassergehalte in Bodensubstraten oder Sedimenten sind Redoxreaktionen in Auenbereichen besonders wichtige Einflussgrößen der Schwermetallmobilität (DU LAING et al. 2009a, S.3976). Durch jahreszeitliche Variationen von Temperatur, hydrologischem Regime und der Verfügbarkeit von organischer Substanz unterliegen Auenböden ausgeprägten jahreszeitlichen Redoxänderungen (SCHWARTZ 2001, S.244ff.). Hierdurch können saisonale Unterschiede der Bioverfügbarkeit von Spurenelementen entstehen.

Die Reaktionsgeschwindigkeit von Redoxänderungen wird durch Faktoren wie der Menge reaktiver organischer Substanzen sowie Oxiden und Hydroxiden, dem Wassersättigungsgrad des Porenraumes und den Temperaturverhältnissen eines Bodens beeinflusst (SCHWARTZ et al. 2003a, S.292). Hohe Temperaturen und hohe Gehalte an organischer Substanz begünstigen die Aktivität Sauerstoff verbrauchender Mikroorganismen und beschleunigen dadurch die Etablierung reduzierender Verhältnisse in wassergesättigten Böden. Umgekehrt können tiefe Temperaturen und geringe Organikanteile im Boden das Verbleiben positiver Redoxpotentiale trotz hoher Wassersättigung begünstigen (SCHWARTZ et al. 1998, S.258). Besonders der pH-Wert beeinflusst die Bedingungen, unter denen beim Übergang von aeroben zu anaeroben Verhältnissen Elemente aus oxidischen Verbindungen gelöst werden: Je höher der pH-Wert, desto stärker reduzierende Bedingungen sind erforderlich, um eine zunehmende Loslösung der (hydr-)oxidisch gebundenen Metalle zu bewirken (Abb. 2.1).

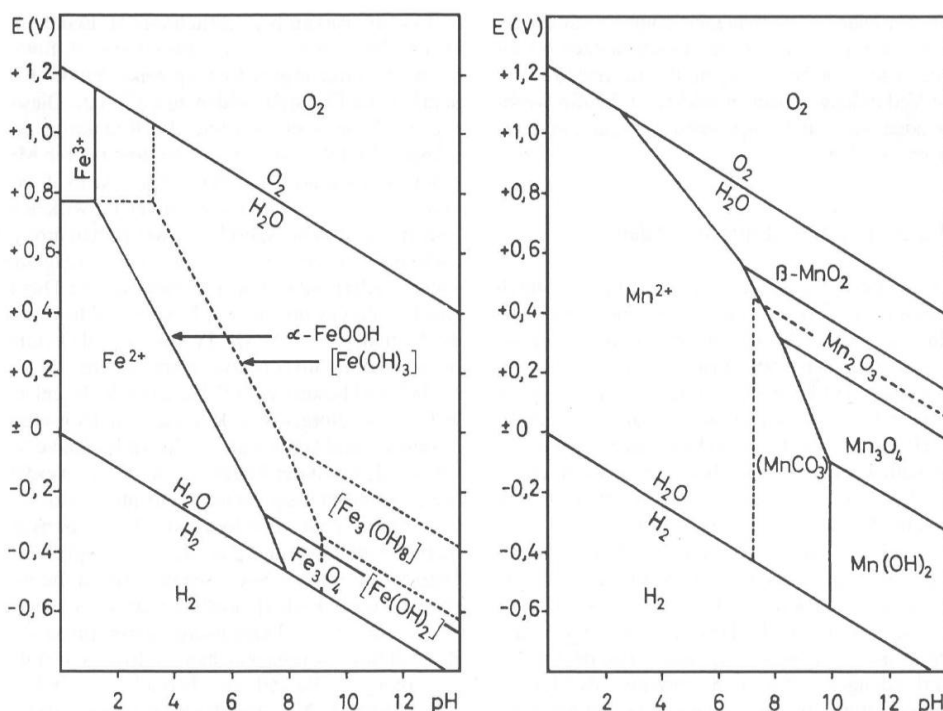


Abbildung 2.1: Stabilitätsfelder von Verbindungen des Fe und Mn in Abhängigkeiten von Redoxpotential, pH-Wert und Ionenaktivitäten von $10^{-5} \text{ Mol l}^{-1}$ unter Standardbedingungen (10^5 Pa , 25°C). Quelle: SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002, S.139).

Als Folgeerscheinungen von Redoxreaktionen können umgekehrt weitere Parameter des Mobilitätsverhaltens von Spurenelementen beeinflusst werden: Im Verlauf von Reduktionsprozessen werden H^+ -Ionen verbraucht, die bei erneuter Oxidation wieder freigesetzt werden. Durch Redoxänderungen während Überflutung und Trockenfallen erfolgt also eine Beeinflussung des Boden-pH, der unter reduzierenden Verhältnissen herauf- und bei oxidierenden Bedingungen herabgesetzt werden kann (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.131). Sinkende pH-Werte während Oxidationsprozessen können wiederum die Freisetzung von Schwermetallen bewirken (CALMANO et al. 1992, S.247). Zudem sind Redoxbedingungen eines Bodens ein wichtiger Parameter der Mineralisation organischer Stoffe, da mit dem Übergang von oxidierenden zu reduzierenden Bedingungen auch die Umsatzrate der organischen Substanz abnimmt (HEINRICH et al. 2000, S.48).

Salinität

Zunehmende Salzgehalte in der Bodenlösung können eine Desorption zuvor gebundener Schwermetalle bewirken, wodurch deren Mobilität erhöht werden kann. Eine steigende Salinität steht mit einer Konzentrationserhöhung von Kationen (K, Na, Ca, Mg) in Verbindung, die mit Spurenelementen um Sorptionsplätze konkurrieren. Insbesondere unspezifisch gebundene Metalle werden dadurch zunehmend desorbiert. Dies bezieht sich vor allem auf Cadmium, aber auch Zink und Nickel, während andere Schwermetalle aufgrund ihrer festeren Bindungen davon weniger betroffen sind (KUNTZE et al. 1984, S.723). Cadmium kann leicht bei steigenden Kationengehalten mobilisiert werden, da es im gesamten pH-Bereich von 3-8 in Böden zu beträchtlichen Anteilen unspezifisch adsorbiert wird. Zink wird bei pH 6-7 unterschreitenden Werten zunehmend unspezifisch sorbiert, während Kupfer und Blei bei pH >5,5-5,0 zunehmend unspezifisch adsorbierte Anteile aufweisen. Die Lösungskonzentrationen dieser Schwermetalle ändern sich daher bei zunehmenden Salzkonzentrationen in der Reihenfolge $Cd > Zn > Cu > Pb$ (HERMS & BRÜMMER 1984b, S.417).

Zudem können Schwermetalle durch Komplexbildung mit den Anionen der Salze mobilisiert werden, wobei Chloride, Sulphate, Phosphate und Carbonate je nach Schwermetall verschiedene Affinitäten aufweisen. Besonders Quecksilber, Cadmium, weniger auch Blei können durch die Bildung von Chlorokomplexen während steigenden Salzgehalten in der Bodenlösung angereichert werden (DU LAING et al. 2009a, S.3975; HERMS & BRÜMMER 1984b, S.417).

2.2 Schwermetalltransport und -akkumulation in fluvialen Einflussbereichen

Die Gesamtgehalte an Schwermetallen werden vom Wasserstand insofern beeinflusst, da dieser in Fließgewässern ein entscheidender Faktor für Sedimentation und Transport von Flussfracht, Gerinne- und Auensedimenten ist. So können Gerinne und Auen¹ durch Erosionsprozesse Austräge partikulär gebundener Stoffe erfahren oder umgekehrt durch deren Sedimentation stofflich angereichert werden. Anreicherungen von Spurenelementen in Böden bezeugen, dass die Emission von Schwermetallen in Gewässer spätestens seit Beginn der Industrialisierung als Folge industrieller oder bergbaulicher Aktivitäten, über Einspülung und den Einfluss von Abwässern oder atmosphärische Einträge verstärkt stattfindet (SCHULZ-ZUNKEL & KRÜGER 2009, S.1349). Da in Einzugsgebieten von Flüssen häufig verschiedenartige Schwermetallquellen gelegen sind, konzentrieren sich Schwermetallakkumulationen häufig auf die Sedimentationsräume der fluvialen Fracht (DU LAING et al. 2009a, S.3973).

Spurenelemente werden fluvial entweder im gelösten Zustand, partikulär an die Schwebfracht gebunden oder über die Gerinnesedimente des Flussbettes transportiert (DAWSON & MACKLIN 1998, S.1483). Nach SALOMONS & FÖRSTNER (1984, S.160) nehmen partikulär transportierte Schwermetalle in ihren Mengenanteilen gegenüber den im gelösten Zustand verfrachteten Schwermetallen Anteile von ca. 90% der Gesamtfracht von Flüssen ein. Das Ausmaß der Suspensionsfracht eines Flusses, aber auch deren Schwermetallgehalte, werden stark von lokalen Gegebenheiten wie Relief, Fließgeschwindigkeit und den Eigenschaften der mobilisierten Sedimente bestimmt (ZERLING et al. 2006, S.237). Der Kontaminationsgrad von Schwebstoffen zeigt dabei eine starke Beeinflussung durch die Qualität der Gerinnesedimente. Bei zunehmender Annäherung in der Wassersäule nimmt deren Prägung auf die Schwebstoffe zu, außerdem

¹ Hierunter versteht man die aus holozänen, fluvialen Sedimenten gebildeten Talsohlen von Fließgewässern die aktuell von Hochwässern überschwemmt werden (SCHWARTZ et al. 2003a, S.292).

kann die Schwermetallkonzentration der Schwebstoffe steigen, wenn bereits belastete Sedimente remobilisiert werden.

Partikulär transportierte Schwermetalle präferieren je nach ihrem Bindungsverhalten unterschiedliche Schwebstoffe als Sorbenten, so zeigen Cr und Pb größere Affinitäten zu festen Partikeln der Schwebfracht als As, Cd, Cu und Ni (LEHMANN et al. 1999, S.323). Innerhalb der festen Schwebfracht bestehen wiederum unterschiedlich bevorzugte Bindungen der Elemente an Tonminerale oder Metalloxide (DAWSON & MACKLIN 1998, S.1492).

Häufig unterliegt die Schwermetallfracht von Fließgewässern saisonalen oder episodischen Konzentrationsänderungen. So korrelieren abnehmende Gehalte des partikulär an organische Substanzen gebundenen Cd, Cr, Fe, Hg und Zn mit steigenden N- und C-Gehalten der sommerlichen Schwebfracht, während dieselben, auf gleiche Weise transportierten Elemente bei abnehmenden N- und C-Anteilen im Winter in ihren Gehalten zunehmen. Dies kann auf einen Schwermetalltransport durch abgestorbene, resuspendierte organische Materialien zurückgeführt werden, die besonders während kälterer Monate große Mengen organisch gebundener Schwermetalle transportieren, während deren Gehalte im Verlauf der sommerlichen Planktonblüte durch wesentlich weniger sorptionsfähige, frische oder lebende organische Substanzen verdünnt werden (JUNGE et al. 2004, S.155).

Episodische Konzentrationsänderungen entstehen durch das Auftreten von Hoch- oder Niedrigwasserereignissen. Häufig steigt während Hochwässern die Möglichkeit zum Eintrag von weniger stark belasteten, erodierten Ufer- und Bodenmaterialien, die sich verdünnend auf die Gesamtkonzentrationen der Schwebfracht auswirken (WINDE 2000, S.241). Dies kommt dadurch zustande, dass mit zunehmenden Fließgeschwindigkeiten die Menge suspendierter Feststoffe steigt, wobei zunehmend größere Korngrößen mit relativ geringen Schwermetallanteilen suspendiert werden. Gewöhnlich gehen beim Auftreten von Hochwässern Schwebstoffwellen (maximaler Schwebstoffgehalt des Wassers) den Hochwasserwellen (Wasserhöchststand) voraus (JUNGE et al. 2004, S.156). Besonders nach fallenden Hochwasserspitzen verfügt die Suspensionsfracht eines Flusses normalerweise über keine größeren Schwermetallanteile als während mittlerer Wasserstände, was auf dem Verdünnungseffekt, den ein hoher Wasserstand auf die Suspensionsfracht von Fließgewässern ausübt, beruht (ZERLING et al. 2006, S.237). Laboruntersuchungen von ROTHWELL et al. (2006, S.674) weisen darauf hin, dass die im Verlauf von Hochwässern steigenden Turbulenzen innerhalb der Wassersäule eines Fließgewässers eine Mengenzunahme der im gelösten Zustand transportierten Elemente bewirken können.

Bei Niedrigwasser hingegen steigen die Metallkonzentrationen fluvialer Suspensionsfrachten häufig an. ZERLING et al. (2006, S.237) begründen dies durch die bei geringeren Fließgeschwindigkeiten entstehenden, höheren Sedimentationsraten im Gerinne, wodurch zunehmend feinere Partikel und organische Substanzen als Suspensionsfracht verbleiben, woran Schwermetalle besonders gut gebunden werden können.

In den Uferzonen und Staubereichen von Fließgewässern wird die fluviale Sedimentfracht besonders in Zonen verminderter Fließgeschwindigkeit sedimentiert, wodurch parallel auch die daran sorbierten Schadstoffe abgelagert werden.

In Auenbereichen erfolgen fluviale Schwermetalleinträge besonders durch den Eintrag partikulär gebundener Schwermetalle während Überflutungen, wenn deren Gehalte in den frisch sedimentierten Partikeln größer sind als die der vorhandenen Feststoffe (GRUNEWALD & WEBER 2007, S.200). Das Ausmaß der Schadstoffeinträge wird dabei

maßgeblich durch die lokalen Überflutungsverhältnisse während Hochwässern und die Qualität von Suspensionsfracht und fluvialen Sedimenten während der Überschwemmungen bestimmt (KRÜGER et al. 2005, S.456). Akkumulationen, aber auch Sorptions- und Desorptionsprozesse der Schwermetalle gehen häufig mit den geländetopographisch bedingten Verschiedenheiten des hydrologischen Regimes und der pedologischen Eigenschaften einher (DU LAING et al. 2009a, S.3973). Besonders Böden in geringer Entfernung zum Fluss und morphologischen Depressionen verfügen in der Regel über große Anteile an organischer Substanz und Ton, wodurch dort Schwermetalle besonders stark akkumuliert werden können (SCHULZ-ZUNKEL & KRÜGER 2009, S.1355). Höhere Lagen der Flussauen erfahren gewöhnlich geringere Einträge fluvialer Sedimente als tiefer gelegene. In höheren Auebereichen sind daher ältere Schwermetallbelastungen in geringeren Bodentiefen zu finden, während ältere Schadstoffeinträge in tieferen Bereichen von jüngeren Sedimenteinträgen schneller überdeckt werden (KRÜGER et al. 2005, S.463). Nach GRUNEWALD & WEBER (2007, S.200) bestehen bei flächenhaften Überschwemmungen direkte Zusammenhänge zwischen den morphologischen Gegebenheiten der Auenbereiche und den Schwermetalleinträgen. Demnach entstehen bei flächenhaften Überflutungen nur geringmächtige Ablagerungen mit abnehmender Schadstoffbelastung bei wachsender Entfernung zum Ufer, während in linienhaften Auffüllungen von Rinnen oder in Senken erhebliche stoffliche Akkumulationen erfolgen können. Allerdings gilt es immer zu beachten, dass lokale Differenzen des Strömungsregimes einer überfluteten Flussaue Variationen des Schadstoffeintrages in gleichen Höhenlagen der Böden bewirken können (BABOROWSKI et al. 2007, S.774). Mit der Ausnahme direkter Einleitungen erfahren Staubebereiche wie Talsperren oder Wehranlagen die Anreicherung von Schwermetallen durch die beeinträchtigte Fließgeschwindigkeit des gestauten Gewässers. Dies geschieht besonders durch die verstärkte Sedimentation feiner Sedimente, an denen viele Schadstoffe eines Bodens sorbiert und nach erfolgter Erosion über große Strecken transportiert werden können. Größere, weniger mit Schadstoffen belastete Partikel hingegen werden nach erfolgter Erosion zumeist nach nur kurzem Transport unweit ihres Ausgangsortes resedimentiert und gelangen nur zu wesentlich geringeren Anteilen, beispielsweise während Hochwässern, in die Stauräume (SCHMIDT et al. 1998, S.17). Große Anteile der gesamten akkumulierten Schwermetalle eines Flussbereiches können daher in Stauseen oder Wehranlagen festgelegt sein (MÜLLER et al. 1998, S.77; JUNGE et al. 2004, S.156).

Nach ihrer Sedimentation können anorganische Schadstoffe über längere Zeiträume in fluvialen Depositionen verbleiben, weshalb sie einen wichtigen Bestandteil des Langzeitgedächtnisses von Oberflächengewässern darstellen. So können Schwermetalle, die während Perioden mit hoher Schadstoffbelastung eines Gewässers festgelegt wurden, auch noch auf dessen Gewässerqualität einwirken, wenn diese bereits von den ursprünglichen Schadstoffquellen weitaus weniger belastet werden (BABOROWSKI et al. 2007, S.774). Dies geschieht im Fall der partikulären Schwermetallfracht gewöhnlich mit der erosiven Freisetzung belasteter Sedimente, während die Beeinflussung gelöster Schwermetallanteile durch den Austausch des Flusswassers mit Wässern der Interstitialbereiche² erfolgt. Das Interstitial spielt für Austauschbewegungen gelöster Stoffe eine wichtige Rolle, kann gegebenenfalls aber auch eine Filterwirkung für die

²Als Interstitialbereich ist die zeitlich und räumlich dynamische Übergangszone zwischen Grund- und Flusswasser entlang der wassergesättigten Substrate von Gerinnesohle und Uferbereichen von Fließgewässern zu verstehen (BORCHARDT et al. 2001, S.5). Im Rahmen dieser Arbeit wird der Begriff des Interstitialwassers (= Porenwasser der Interstitialbereiche) zur begrifflichen Vereinheitlichung und Vereinfachung auch für Porenwasser von Bodenbereichen verwendet, die nur saisonal unter hohen Grundwasserständen oder während Überflutungen als Interstitialbereiche fungieren.

Lösungsfracht des Flusswassers haben (SAENGER 2001, S.11). Ein- und Austräge gelöster Verbindungen werden hierbei durch zahlreiche Faktoren bedingt, die maßgeblich mit der Art des betrachteten Flussabschnittes und den gegebenen hydraulischen Eigenschaften variieren (TRÄBING et al. 2001, S.20). Wasserstandsänderungen können stoffliche Konzentrationsflüsse zwischen Oberflächen- und Interstitialwasser insofern beeinflussen, als diese die Strömungsrichtungen zwischen Flusswasser und Interstitialbereichen ändern oder modifizieren können (SAENGER 2001, S.18; TRÄBING et al. 2001, S.21), wodurch sich ebenfalls die Ein- und Austragspfade der darin gelösten Stoffe ändern.

Eine weitere Beeinflussung der aus Böden oder Sedimenten erfolgenden Schwermetallfreisetzung kann durch Änderungen der in Kapitel 2.1 aufgeführten Steuerungsgrößen ausgehen, so können die Versauerung von Fluss- oder Stauseewasser oder die über Variationen der Wasserstände erfolgenden Redoxänderungen eine erneute Freisetzung gelöster Schadstoffe aus den betroffenen Substraten bewirken (HOLLERT et al. 2003, S.6; MATSCHULLAT et al. 1989, S.110ff.). Letztendlich können sich auch die Gesamtkonzentrationen von Schwermetallvorkommen ändern, indem belastete Sedimente wieder erodiert und remobilisiert werden. In Flussauen geschieht dies besonders während Überflutungen, was den Belastungszustand ihres neuen Sedimentationsraumes vergrößern kann (ZERLING et al. 2006, S.234).

Während Wasserstandsänderungen den Stoffhaushalt von Auenbereichen vorzugsweise durch jahreszeitliche Variationen oder den Einfluss von Hoch- und Niedrigwasserereignissen beeinflussen, kann der Stoff- und Sedimenthaushalt von Talsperren zusätzlich durch ihre gesteuerte Entleerung stark beeinflusst werden. So können als Folge einer kompletten Entleerung erosionsbedingte Schwermetallausträge durch eine sprunghafte Zunahme des Sedimentexports (STANLEY & DOYLE 2003, S.16ff.) oder eine Freisetzung von in Interstitialwässern gelösten Stoffen (ULRICH 1998, S.76) auftreten. Die fortschreitende Trocknung der hiernach im entleerten Stauraum freigelegten Sedimente bewirkt unter der Bildung von Rissgefügen einen langsamen Anstieg des Redoxpotentials. Gleichzeitig können pH-Abnahmen als Folge der Oxidation freigesetzter Fe-Ionen auftreten (DAGNAC 1994, S. 73), woraus sich auch innerhalb der Interstitialwässer freigelegter Sedimente erhebliche Konzentrationsänderungen der darin gelösten Schwermetalle ergeben können (ULRICH 1998, S.86ff.).

2.3 Variierende Wasserstände als Einflussfaktor des Mobilitätsverhaltens von Schwermetallen

Da Sorption und Remobilisierung entscheidend zur Pufferung oder Freisetzung von Schadstoffen in einem Boden oder Sediment beitragen, unterliegen diese Prozesse und die damit verbundenen Parameter, sowohl auf nationaler als auf internationaler Ebene, einer intensiven Erforschung. Eine Vielzahl wirkender Prozesse ist daher bekannt, während das komplexe Zusammenspiel einiger Parameter bis heute einige Verständnislücken aufweist. In Kapitel 2.3.1 wird dazu der Forschungsstand kurz dargestellt, während unter 2.3.2 offene Forschungsfragen angesprochen werden.

2.3.1 Stand der Forschung

Die Einflussnahme wechselnder Wasserstände von Grund- oder Oberflächenwasser auf das Mobilitätsverhalten von Schwermetallen geschieht indirekt durch die Veränderung verschiedener Parameter (Kap. 2.1.2), deren Eigenschaften mit der sich ändernden Durchfeuchtung eines Substrates variieren können. Die Erforschung der dabei

entscheidenden Steuerungsgrößen erfolgte überwiegend im Rahmen von Untersuchungen zum Bindungsverhalten von Schwermetallen, was über mehrere Dekaden hinweg eine recht große Aufmerksamkeit innerhalb der Schwermetallforschung erfuhr. Dazu gewonnene Erkenntnisse basieren überwiegend auf Laboruntersuchungen, bei denen einzelne Parameter oder verschiedene Sorbenten auf ihre Sorptionswirkung für Schwermetalle in zumeist terrestrischen Böden und Sedimenten untersucht wurden. Die Untersuchungen von Steuerungsgrößen wie pH-Wert, Redoxbedingungen oder Salinität basierten überwiegend auf dem Ansatz, dass der betrachtete Parameter unter gleichbleibenden Bedingungen in seiner Ausprägung manipuliert und nach seiner Wirkung auf die mobile Schwermetallfraktion geprüft wurde. Gekoppelt mit sequentiellen Extraktionen wurde auf die Wirkung der manipulierten Steuerungsgröße bei verschiedenen Sorbentengruppen wie Oxiden und Hydroxiden, organischen Verbindungen oder Tonmineralen rückgeschlossen. Beispielhaft soll hier auf die Veröffentlichungen von BRÜMMER et al. (1986, 1988), CHUAN et al. (1996), FERRAZ & LOURENCO (2000), GAMBRELL et al. (1980), GAMBRELL & PATRICK (1988), GRUPE & KUNTZE (1988), HERMS & BRÜMMER (1979, 1980, 1984a,b), HORNBURG (1991), HORNBURG & BRÜMMER (1989, 1993), KUNTZE et al. (1984), KUNTZE & HERMS (1986), NEITE (1989), REDDY & PATRICK (1977), XIAN & SHOKOHIFARD (1989) oder ZEIN & BRÜMMER (1989, 1991) verwiesen werden.

Konkrete Untersuchungen zum Verhalten der Schwermetallmobilität im Einflussbereich stark variierender Feuchtigkeitsverhältnisse erfolgten bereits im Rahmen einiger früher Pionierarbeiten, in denen beispielsweise durch BRÜMMER (1968), DE LAUNE & SMITH (1985) oder NG & BLOOMFIELD (1962) die Sedimente tidebeeinflusster Gebiete wie Ästuar- oder Watten untersucht wurden. Ein Großteil späterer Publikationen basiert auf Laboruntersuchungen, welche die Erforschung einzelner Parameter wie pH-Wert oder Redoxpotential unter dem Einfluss wechselnder Durchfeuchtung zum Ziel hatten. Ähnlich den bereits oben genannten Arbeiten erfolgten die Untersuchungen hauptsächlich mittels Mikrokosmenversuchen oder sequentiellen Extraktionen, in denen bestimmte Redox- oder pH-Verhältnisse künstlich erzeugt und auf ihre Wirkung auf das Mobilitätsverhalten von Schwermetallen untersucht wurden. Für brackische Sedimente wurden die Ergebnisse solcher Untersuchungen beispielsweise von DU LAING et al. (2008b), FÖRSTNER et al. (1989), GAMBRELL et al. (1991), GUO et al. (1997), im fluvialen Milieu von ANTICMLADENOVIC et al. (2011), BUYKX et al. (2000), CALMANO et al. (1992), FANG et al. (2005), FROHNE et al. (2011), HARTLEY & DICKINSON (2010), KELDERMAN & OSMAN (2007), PETERSEN et al. (1996), RENNERT et al. (2010), SEIDEL et al. (2002), VANBROEKHOVEN et al. (2007), VINK et al. (2010), VON DER KAMMER et al. (2003), ZHAO et al. (2007) oder ZIMMER et al. (2011), an Substraten terrestrischer Böden durch CHUAN et al. (1996), CHARLATCHKA & CAMBIER (2000), CORNU et al. (2007) und SPEELMANS et al. (2007) und an limnischen Sedimenten von FANG et al. (2005) oder JUNGE et al. (2004) dargestellt. Ergänzend dazu existiert eine nahezu unüberschaubare Zahl von Veröffentlichungen zu Gesamtgehalten und mobilen Anteilen von Schwermetallkonzentrationen, bei denen dynamische Steuerungsgrößen wie pH-Wert, Redoxpotential oder Salinität quasi als Momentaufnahmen miterfasst wurden. Einzelne Parameter des Bindungsverhaltens von Schwermetallen und wiederum deren Reaktion auf Durchfeuchtungsänderungen können also als relativ intensiv erforscht betrachtet werden, während die Variation von mobilen Anteilen und Parametern unter naturnahen Bedingungen in ihrer Erforschung deutlich weniger Aufmerksamkeit erfuhr.

Grundlegende Untersuchungen zum Einfluss von variierenden Wasserständen auf die Dynamik von Parametern des Mobilitätsverhaltens, basierend auf verschiedenartigen Überflutungssimulationen, sind an terrestrischen Böden von BROWN et al. (1989), im brackischen Milieu von DU LAING et al. (2007a; 2008a; 2009b), SPEELMANS et al. (2009) oder in fluvial beeinflussten Bereichen von RENNERT & RINKLEBE (2010) oder RUPP et al.

(2010) durchgeführt worden. Thematisch ähnliche Untersuchungen erfolgten mittels regelmäßiger Bohrkernentnahme, wie beispielsweise durch KERNER & WALLMAN (1992), LOEB et al. (2008), VAN DEN BERG et al. (1998b, 1998d) oder VAN GRIETHUSEN et al. (2005), während regelmäßige *in-situ* Messungen durch die Installation spezieller Probennehmer für Porenwasser in fluvial beeinflussten Gebieten unter anderem von BRANDT (2003), ELSPASS (1988), RINKLEBE et al. (2005), RUPP et al. (2010), SCHWARTZ et al. (2003a,b), SITTE et al. (2010), in brackischen Bereichen durch DU LAING et al. (2009c) und im limnischen Millieu von GARBE-SCHÖNBERG et al. (1997) unternommen wurden.

Die Ergebnisse der genannten Untersuchungen liefern das Bild einer Dynamik von mobilen Schwermetallanteilen, die durch die Überlappung saisonaler und episodischer Variationen verschiedenster Parameter gesteuert wird. Saisonale Unterschiede können auf die gegenseitige Beeinflussung verschiedener jahreszeitlicher Änderungen von beispielsweise Temperatur, Redoxpotential oder mikrobieller Aktivität zurückgeführt werden, was häufig mit jahreszeitlichen Änderungen der Wasserstände einhergeht (VAN GRIETHUSEN et al. 2005, S.286). Zwischen verschieden beschaffenen Gewässern können dabei erhebliche Differenzen bestehen: In Auenbereichen können saisonal sinkende Grundwasserspiegel, beispielsweise während sommerlichen Trockenphasen, über eine abnehmende Durchfeuchtung des Sediments ein Steigen des Redoxpotentials bewirken. Bleibt hingegen ein Substrat auch während steigender Temperaturen wassergesättigt, kann ein Fallen des Redoxpotentials durch einen zunehmenden mikrobiellen Sauerstoffverbrauch bewirkt werden (SCHWARTZ 2001, S.247). Die je nach Verlauf der Redoxänderungen verschieden beeinflusste Sorptionsfähigkeit betroffener Substrate kann wiederum Anteilsverschiebungen zwischen sorbierten Schwermetallen und der mobilen Fraktion des Bodenwassers bewirken (DU LAING et al. 2009c, S. 2927).

In Sedimenten von Staubereichen mit Stillgewässercharakter sind hingegen redoxbedingte Austauschprozesse im Bereich der Sediment-Wasser-Grenze häufig sehr eng zoniert und werden maßgeblich von Zirkulationsbewegungen gesteuert. So wird während der Frühjahrs- und Herbstzirkulation gelöster Sauerstoff in Bereiche des ehemaligen Hypolimnions eingemischt, wodurch eine Oxidation freier Metalle und die Lösung sulfidischer Verbindungen am Gewässergrund bewirkt wird und partikulär gebundene Schwermetalle verstärkt freigesetzt werden (GARBE-SCHÖNBERG et al. 1997, S.300ff.). Während der Sommerstagnation wiederum geht die partikuläre Freisetzung bei geringeren Wasserturbulenzen deutlich zurück. Eine stabile Schichtung und die Akkumulation von labilem Biodetritus an der Sedimentoberfläche führen zur Zehrung der Sauerstoffvorräte, wodurch bei sinkendem Redoxpotential organisch und oxidisch gebundene Schwermetalle verstärkt mobilisiert werden (GARBE-SCHÖNBERG et al. 1997, S.300ff.), aber auch maximale Sulfidgehalte festgestellt werden können (VAN GRIETHUSEN et al. 2005, S.288ff.).

Zudem kann die mobile Fraktion durch Redox- und pH-Änderungen im Verlauf episodischer Ereignisse wie Hoch- oder Niedrigwasser beeinflusst werden (RINKLEBE et al. 2005, S.270; SCHWARTZ et al. 2003b, S.432). So ermöglichen Hochwässer die vorübergehende Etablierung reduzierender Verhältnisse, deren Übergang zu oxidierenden Bedingungen während rückschreitendem Wasserstand die Freisetzung von Schwermetallen modifizieren kann (SCHWARTZ et al. 2003b, S.433; RUPP et al. 2010, S. 1444), was grundsätzlich aber deutlich im Zusammenhang mit Dauer und Frequenzen der Überflutungs- und Freilegungsphasen steht (DU LAING et al. 2007a, S.619ff). Dabei können diese Prozesse in ihren Abläufen je nach Ausmaß der Schwermetallbelastung und den gegebenen Bodeneigenschaften sehr unterschiedlich ablaufen (Kap. 2.4.2).

Während pH-Wert und Salinität die mobile Schwermetallfraktion grundsätzlich nach den in Kapitel 2.1.2 dargestellten Wirkungsweisen beeinflussen, können Redoxänderungen wesentlich spezifischer das Verhalten einzelner Elemente steuern. Grundsätzlich werden

Schwermetalle in ihrem Mobilitätsverhalten bei variierendem Redoxpotential entweder direkt durch Änderung ihrer Wertigkeit oder indirekt durch ihre Sorbenten und Bindungspartner beeinflusst. So ist die reduzierte Form von Elementen wie As, Cr, Fe oder Mn wesentlich mobiler als die oxidierte, während Cd, Pb oder Zn durch Redoxänderungen nicht in ihren Wertigkeiten beeinflusst werden (BOYLE 2001, S.423). Schwermetalle werden im Boden durch Faktoren wie Ionenradius, Wertigkeit oder spezifische Eigenschaften der Austauscher verschieden stark gebunden, wobei je nach Sorbent unterschiedliche Elemente als Sorbat präferiert werden. Redoxänderungen, die während länger anhaltender Überflutungen oder einsetzenden Sauerstoffkontakt während Niedrigwasser erfolgen, können daher Bindungsänderungen je nach Schwermetall verschieden stark beeinflussen (CALMANO et al. 1992, S.246ff.):

As tritt als Halbmetall nicht als einzelnes Kation auf, sondern bildet stattdessen oxianionische Verbindungen, die unter natürlichen Bedingungen häufig bei As^{3+} als Arsenite und im Fall des As^{5+} als Arsenate vorliegen (CHENG et al. 2009, S.15). Gewöhnlich ist es in Böden als As^{5+} unter oxidierenden Bedingungen, als As^{3+} bevorzugt unter reduzierenden Verhältnissen gegenwärtig (MANDAL & SUZUKI 2002, S.204). Arsenate treten bei Werten von pH 4-9 gewöhnlich als negativ geladenes H_2AsO_4^- oder HAsO_4^{2-} auf, dass aufgrund seines negativen Ladungsüberschusses relativ gut sorbiert werden kann, während Arsenite unter gleichem pH gewöhnlich als neutrales H_3AsO_3 auftreten und somit wesentlich schlechter sorbiert werden (CHENG et al. 2009, S.18). Laboruntersuchungen belegen bevorzugte Bindungen des As^{5+} an Oxide des Fe oder Mn, weniger auch an organische Verbindungen (GUO et al. 1997, S.310ff.; RENNERT et al. 2010, S.494ff.), wobei nach MANDAL & SUZUKI (2002, S.204) auch Tonminerale wichtige Sorbenten des As darstellen. Die Reduktion des As^{5+} zu As^{3+} geschieht um etwa eH 0 mV, wonach es keine sulfidischen Verbindungen ausbildet, aber durch bevorzugte Bindungen an langkettige organische Substanzen oder Carbonate immobilisiert werden kann (DU LAING et al. 2009a, S.3977; GUO et al 1997, S.310).

Cd und **Zn** zeigen während Redoxänderungen häufig ähnliche Verhaltensweisen (BRANDT 2003, S.150). Unter oxidierenden Verhältnissen sind beide Elemente bevorzugt an Fe- oder Mn-Oxide gebunden (GUO et al. 1997, S.310ff.; KELDERMAN & OSMAN 2007, S.4256). Unter streng reduzierenden Bedingungen hingegen erfolgt die Fixierung des Cd und Zn überwiegend durch langkettige organische Verbindungen, Carbonate oder durch die Bildung von Sulfiden. Wertigkeitsänderungen des Cd und Zn sind unter variierenden Redoxbedingungen nicht bekannt (DU LAING et al. 2009a, S.3976; GUO et al 1997, S.310ff.).

Demgegenüber können **Cr** und **Cu** unter günstigen pH-Bedingungen bei Redox-Änderungen in ihrer Wertigkeit beeinflusst werden, was sich wiederum auf deren Bindungsverhalten auswirkt. Das Verhalten von Cr während variierender Redoxbedingungen umfasst eine relativ umfangreiche Reihe verschiedener Reaktionen (DU LAING et al. 2007a, S. 623). Nach GUO et al. (1997, S.312) wird Cr unter oxidierenden Bedingungen bevorzugt durch (Hydr-)oxide des Fe und Mn gebunden, mit deren Lösung es eine verstärkte Freisetzung erfährt. Bei eH <100 mV wird das relativ mobile Cr^{6+} bei der Gegenwart von organischem Kohlenstoff und Fe^{2+} zunehmend zu Cr^{3+} reduziert, wodurch dessen Löslichkeit wieder herabgesetzt werden kann. Dies geschieht, wenn Cr^{3+} als $\text{Cr}(\text{OH})_3$ ausfallen kann, allerdings ist es ebenfalls befähigt metallorganische Komplexe zu bilden. Laborversuche von MASSCHELLYN et al. (1992, S.1220) bezeugten daher eine Korrelation zwischen steigenden DOC-Gehalten und gelöstem Cr^{3+} unter reduzierenden Bedingungen. Die Bildung sulfidischer Verbindungen des Cr ist nicht bekannt (Guo et al.

1997, S.313), unter reduzierenden Verhältnissen erfolgt die Sorption am intensivsten durch langkettige organische Verbindungen.

Cu wird in oxischen Bereichen überwiegend durch organische Verbindungen gebunden (KELDERMAN & OSMAN 2007, S.4258; RENNERT et al. 2010, S. 494ff.). Allerdings neigt es ebenfalls zur Bildung löslicher organischer Komplexe, wodurch steigende DOC-Gehalte oftmals einen Anstieg des gelösten Cu bewirken (HERMS & BRÜMMER 1984b, S. 411). Unter stark reduzierenden Bedingungen kann Cu^{2+} seine Wertigkeit ändern und als Cu^+ sulfidische Verbindungen eingehen (FROHNE et al. 2011, S. 419), die verglichen mit den Sulfiden des Cd und Zn eine deutlich geringere Löslichkeit aufweisen (KELDERMAN & OSMAN 2007, S.4258).

Ni wird unter oxidierenden Bedingungen vorzugsweise durch Tonminerale sowie (Hydr-)oxide des Fe und Mn gebunden. Im Vergleich zu anderen Schwermetallen wird es in nur relativ geringen Anteilen spezifisch adsorbiert (ALLOWAY & AYRES 1996, S.47ff.). Bei steigenden DOC-Gehalten wird Ni häufig durch die Bildung metallorganischer Komplexe zunehmend mobilisiert (DU LAING et al. 2009a, S. 2928). Unter streng reduzierenden Bedingungen kann Ni durch die Bildung sulfidischer Verbindungen immobilisiert werden (DU LAING et al. 2008b, S. 745).

Durch seinen Ionenradius wird **Pb** unter oxidierenden Bedingungen besonders fest an Tonminerale oder Metalloxide gebunden, wobei es gewöhnlich auch mengenmäßig an diesen Sorbenten zu größeren Anteilen gebunden wird als andere Schwermetalle (ALLOWAY & AYRES 1996, S.47; KUNTZE et al. 1984, S.723). Andererseits kann Pb unter oxischen Bedingungen auch in größerem Umfang durch organische Verbindungen sorbiert werden (RENNERT et al. 2010, S.497). Durch seine zumeist relativ feste Bindung (OPP 1999, S.240) wird Pb entsprechend schwach durch gelöste organische Substanzen (DOC) mobilisiert (HERMS & BRÜMMER 1984b, S.421). Mit dem Einsetzen reduzierender Bedingungen nehmen durch den Zerfall von Oxiden die löslichen Gehalte des Pb in der Regel zu (CHUAN et al. 1996, S.554), allerdings verfügt Pb durch seine guten Sorptionseigenschaften gewöhnlich über verhältnismäßig geringe Anteile seiner gelösten Fraktion (CALMANO 1992, S.255).

Die Reaktion eines Substrates auf Durchfeuchtungsänderungen wird dabei stark von den jeweiligen Boden- oder Sedimenteigenschaften und der Geländelage bestimmt. Beispielsweise beeinflusst deren Textur die Geschwindigkeit einer Feuchteänderung. So erfolgen Wassersättigungs- oder Entwässerungsvorgänge in grobkörnigen Böden durch die gute Wasserleitfähigkeit und die steile Saugspannungskurve von Sanden vergleichsweise gleichmäßig und grundsätzlich schnell, in feinkörnigen Böden spielt die Ausbildung von Sekundärporen eine wichtige Rolle (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.216ff.). Sekundärporenbildung kann in lehmigen Substraten ein schnelles Einsetzen von initialer Entwässerung oder Wassersättigung bewirken, was jedoch durch das hohe Wasserhaltevermögen und eine geringe Wasserleitfähigkeit zunehmend verlangsamt wird (SCHWARTZ et al. 1998, S.258). Organische Anteile hingegen beeinflussen den Verlauf einer Redoxänderung. Da Sauerstoff während der Mineralisierung organischer Substanzen verbraucht wird, fällt nach SCHWARTZ et al. (1998, S.258) das Redoxpotential gewöhnlich in der Gegenwart hoher Organikanteile vergleichsweise stärker ab als in Substraten mit geringeren Gehalten. HEINRICH et al. (2000, S.49) betonen hingegen, dass zwar Redoxsenkungen bei Überflutungen schneller einsetzen, je höher die Totalgehalte des Kohlenstoffs (Ct) eines Bodens ausfallen, während aber das Ausmaß der Redoxänderungen eher die Qualität der organischen Substanz entscheidet. Dies wird damit begründet, dass nur umsetzbarer Kohlenstoff an Prozessen der Stoffneubildung

teilnimmt und, abhängig von Standort- und eigenen Eigenschaften, mineralisiert werden kann, wodurch trotz hoher Ct-Gehalte während länger anhaltenden Überflutungen nicht zwingend negative Redoxwerte erreicht werden müssen.

Durch die Vielzahl der Faktoren, die zur Beeinflussung der Redoxspannung während Überflutung und Trockenfallen befähigt sind und deren starke Variabilität auf kleinem Raum, werden exakte Prognosen der Redoxverhältnisse wesentlich erschwert, weshalb großflächige Vorhersagen im Gegensatz zu punktuellen kaum umzusetzen sind (SCHWARTZ et al. 2003a, S.296).

2.3.2 Forschungsbedarf

Ob zur Erfassung von Schwermetallgehalten bestimmter Böden oder Sedimente Forschungsbedarf besteht, hängt natürlich stark von der Auswahl des jeweiligen Untersuchungsgebietes ab. Durch intensive Forschungen während der letzten Jahrzehnte und besonders durch die Erfassung von Altstandorten und zahlreiche Untersuchungen von Gerinnesedimenten und Oberflächenwässern, sind die vorliegenden Belastungen innerhalb der Bundesrepublik generell relativ gut bekannt. Da die im Einflussbereich von Gewässern gelegenen Schwermetallbelastungen allerdings in ihren mobilen Fraktionen stark von den oben dargestellten Faktoren während Wasserstands- und Durchfeuchtungsänderungen beeinflusst werden können, ist eine Beurteilung der Belastungssituation häufig nur nach entsprechend angepassten Analysen möglich. Besonders Staubereiche von Fließgewässern sind hierbei relativ schwer zugänglich, können ältere, stärker belastete Sedimente enthalten (WESTRICH et al 2000, S.1) und erfahren größere Variationen des Wasserspiegels relativ selten.

Da die Redoxverhältnisse eines Bodens oder Sediments eine entscheidende Rolle des Bindungsverhaltens von Schwermetallen spielen und durch das komplexe Zusammenwirken zahlreicher Faktoren bedingt sind, besteht zum Verständnis von Umfang und Verlauf von Redoxänderungen während Durchfeuchtungsänderungen nach wie vor Forschungsbedarf (RUPP et al. 2010, S.1440). Zudem setzt sich ein Großteil bestehender Forschungen mit der Analyse derzeitiger Zustände auseinander, während bisher wenige Studien zur Abschätzung des Einflusses von Erscheinungen des Klimawandels auf Redoxkreisläufe existieren (BORCH et al. 2010, S.21). Da Änderungen von hydrologischen Verhältnissen, wie sie auch als Folgen des Klimawandels an einigen Lokalitäten denkbar sind, eine Beeinflussung der Redoxbedingungen von Böden bewirken können, sind als zukünftige Entwicklungstendenzen Änderungen des Mobilitätsverhaltens von Schwermetallen durch Erscheinungen des Klimawandels möglich. So wird vermutet, dass zukünftige Grundwasseranstiege verstärkte Schadstoffauslaugungen bewirken können (HMULV 2007, S.26), verstärkte Mobilisierungen von Schadstoffen bei Starkregen und Hochwässern auftreten könnten (SCHÖNEMANN et al. 2008, S.10ff.; BORCH et al. 2010, S.21) oder eine Mobilisierung von Schwermetallen bei zunehmenden Salzkonzentrationen während Trockenheiten (SCHÖNEMANN et al. 2008, S.20) entsteht. Untersuchungen zur Bewertung solcher oder ähnlicher Annahmen stellen bis heute ein vergleichsweise wenig bearbeitetes Feld der Schwermetallforschung dar.

2.4 Toxische Eigenschaften von Schwermetallen

Die Schädigung von Organismen durch die verstärkte Freisetzung von Schwermetallen aus dem Boden in Umwelt und Nahrungskette kann über verschiedene Pfade erfolgen (Abb. 2.2). So können Schwermetalle (1) direkt über Bodenorganismen aufgenommen

werden, (2) über Sickerwässer in das Trinkwasser gelangen, (3) über eine Freisetzung in die Atmosphäre von Organismen aufgenommen werden, (4) über Bodenpartikel direkt von Tier und Mensch aufgenommen werden oder (5) durch die Kontamination unbelasteter Böden durch belastetes Bodenmaterial in die Umwelt gelangen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.360).

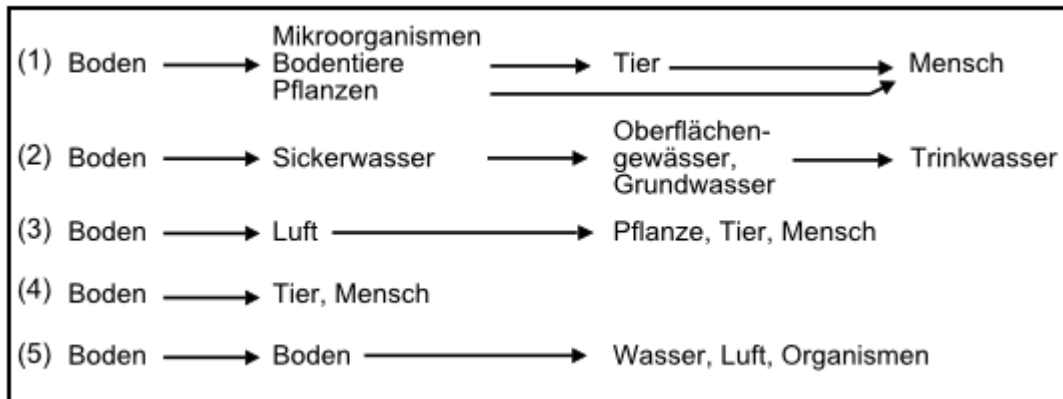


Abbildung 2.2: Wirkungspfade von Schwermetallen aus Böden in Umwelt und Organismen.
Quelle: SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002, S.360); (bearbeitet).

Nach der erfolgten Aufnahme toxisch wirkender Konzentrationen von Schwermetallen durch Organismen können Schädwirkungen auftreten, die je nach Organismus und Genotyp sehr unterschiedlich ausfallen. Zusätzlich kann die relative Toxizität durch variable Toleranzen von Individuen stark variieren (ALLOWAY & AYRES 1996, S.180).

Gemeinsames Merkmal von As und den Schwermetallen Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn ist eine toxische Wirkung auf pflanzliche Organismen, die je nach Schwermetall an sehr unterschiedliche Konzentrationen gebunden ist. Wird eine kritische Konzentration erreicht, kann sie über verschiedene Wirkungsweisen das Wachstum betroffener Pflanzen beeinträchtigen. Dies geschieht entweder durch eine Beeinträchtigung des Wurzelwachstums bei hohen Gehalten in der Bodenlösung oder durch Stoffwechselstörungen, die nach einer übermäßigen Aufnahme bestimmter Schwermetalle auftreten können und meistens über Wechselwirkungen mit Proteinen erfolgen. So werden funktionelle Strukturen von Enzymen geschädigt oder zerstört, wenn essentielle Metalle durch quantitativ stark vertretene Schwermetalle aus metallorganischen Komplexen verdrängt werden (CLARKSON 1986 in BLUME 1990, S.282).

Inwieweit höhere Pflanzen letztendlich durch die Aufnahme relativ toxischer Schwermetallmengen geschädigt werden, wird neben den Metallkonzentrationen der Bödenlösung durch Umfang und Bedingungen der stofflichen Aufnahme, Translokationsprozesse innerhalb der Pflanze und die chemischen und physikalischen Eigenschaften des jeweiligen Schwermetalles bestimmt. Die Aufnahme höherer Schwermetallkonzentrationen bewirkt steigende Schwermetallgehalte innerhalb des Kormus. Diese variieren je nach Pflanzenart, Alter, Organ und saisonalen Gegebenheiten und können im Fall einiger Schwermetalle, bei entsprechender Anreicherung, zu einer Gefährdung von Mensch und Tier führen (BLUME 1990, S.282ff.)

Häufig geht mit der phytotoxischen Wirkung von Schwermetallvorkommen eine Verminderung der mikrobiellen Aktivität des Bodens einher. Auch hier bestehen verschiedene Anfälligkeiten je nach Organismenart. Die Beeinträchtigung der Mikroorganismen führt wiederum zur Veränderung von Bodeneigenschaften und hat beispielsweise eine aus verminderter Streuabbau resultierende Anreicherung organischer Substanzen, die Hemmung der Bodenatmung oder eine verstärkte Nährstoffauswaschung zur Folge (BLUME 1990, S.287). Auch auf größere Bodentiere, Säugetiere und Menschen

können Schwermetalle toxisch wirken. Hier bestehen, je nach Element, Art und individuellen Eigenschaften zahlreiche Unterschiede. Verallgemeinernde Aussagen zur toxischen Wirkung der dargestellten Schwermetalle lassen sich jedoch wie folgt machen:

As

ALLOWAY & AYRES (1996, S.181) beschreiben Arsen als toxisches und nicht essentielles Element, während es MERIAN (1984, S.327) als essentielles Spurenelement nicht ausschließt. Je nach Konzentration und Bindungsform kann As auf Mensch, Pflanze und Mikroorganismen eine giftige Wirkung entfalten. Ursache der Toxizität für Tier und Mensch ist die Hemmung der Bildung verschiedener Enzyme. Beispielsweise kann es durch seine chemische Ähnlichkeit zu Phosphor dessen Stoffwechselwege unterbrechen (MERIAN 1984, S.326). Die Toxizität von Arsenaten ist im Allgemeinen geringer als die der unter gängigen pH-Bedingungen vergleichsweise mobileren Arsenite (CHENG et al. 2009, S.23). Bekannt sind akute und chronische toxische Wirkungen des As, dazu ist für das Einatmen von Arsenstäuben eine kanzerogene Wirkung nachgewiesen (ALLOWAY & AYRES 1996, S.182; KE et al. 2005, S.S.185).

Cd

Bei Cadmium handelt es sich um ein nicht essentielles, hochgiftiges Element. Zwar tritt Cd in der Umwelt zumeist nur in sehr geringen Mengen auf, allerdings können bereits sehr niedrige Konzentrationen das Wachstum pflanzlicher Organismen beeinträchtigen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.382). In seiner Wirkung auf Bodentiere und Mikroorganismen zeigt Cd von allen Schwermetallen die vergleichsweise höchste Toxizität (BLUME 1990, S.287). Je nach Adsorptionskapazität der Böden kann die Aktivität von Mikroorganismen bereits ab Konzentrationen von 0,01-1,13 mg/l, oder Gesamtgehalten von 5–95 mg/kg um 10% beeinträchtigt werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.382).

Bei Säugetieren kann der Eintrag zu hoher Cd-Konzentrationen über die Atemwege zu Erkrankungen der Lunge führen (ALLOWAY & AYRES 1996, S.182). Bei verstärkter Aufnahme wird Cd zudem in Leber und Niere akkumuliert, was bei lang andauernder Belastung zu Stoffwechselstörungen, in Kombination mit Protein- oder Vitaminmangel auch zu Knochenschäden führen kann (MERIAN 1984, S.375). Für Cd ist zudem eine kanzerogene Wirkung nachgewiesen (KE et al. 2005, S.S.188). Bei aquatischen Lebewesen sind toxische Wirkungen des Cd für Bakterien, Algen, Fischnährtiere und Fische bekannt, die sowohl akut als auch chronisch wirken können und synergetisch durch Cu oder Zn verstärkt werden können (AGA 1991, S.869).

Cr

Bei Chrom handelt es sich um ein essentielles Spurenelement. Die toxische Wirkung des Cr^{6+} (Chromat) ist auf Pflanzen weit größer als die des Cr^{3+} (Chromit). Da Redoxbedingungen eines Bodens bestimmen, welche Form des Cr über einen stabilen Zustand verfügt, enthalten wassergesättigte Böden mit niedrigen Redoxpotentialen vorzugsweise Chromit. Jedoch besteht auch in gut durchlüfteten Böden die Möglichkeit, dass organische Verbindungen Cr^{6+} zu Cr^{3+} reduzieren (ALLOWAY & AYRES 1996, S.183).

Auch für Mikroorganismen und Bodentiere kann verallgemeinernd eine weitaus höhere Toxizität des Cr^{6+} als des Cr^{3+} angenommen werden. So nennen SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002, S.392) am Beispiel eines sandigen Lehms 8,6 mg Cr^{3+} /kg Boden als Wert, bei dem die mikrobielle Aktivität des Bodens um 10% vermindert wird, während bereits ab 2 mg Cr^{6+} /kg Schadwirkungen bei Regenwürmern nachgewiesen wurden. Auf bestimmte Fischarten scheint allerdings Cr^{3+} toxischer zu wirken als Cr^{6+} , während dieses wiederum auf zahlreiche andere aquatische Wirbeltiere, Algen und Mikroorganismen eine

beeinträchtigende Wirkung hat (ALLOWAY & AYRES 1996, S.183). Eine kanzerogene Wirkung ist für Cr^{6+} nachgewiesen, für Cr^{3+} trifft dies jedoch nicht zu (KE et al. 2005, S. 182).

Cu

Kupfer ist für die Existenz pflanzlicher und tierischer Organismen essentiell. Bei der Aufnahme zu hoher Konzentrationen beruht seine Giftigkeit auf der Bindung freier Kupferionen an andere Proteine, wodurch deren physiologische Funktionen beeinträchtigt werden. Für den Menschen ist Kupfer vergleichsweise ungiftig, so bewirken Kupfermengen im Milligrammbereich nach ihrer Aufnahme schlimmstenfalls Erbrechen oder Durchfall, wodurch weitere Schäden verhindert werden (MERIAN 1984, S.458). Unter den Säugetieren gelten allerdings Schafe und Rinder als relativ empfindlich gegenüber den Cu-Konzentrationen ihrer Nahrung, was sowohl für zu hohe ($10 \mu\text{g/g}$) als auch für zu geringe Gehalte ($< 5 \mu\text{g/g}$) innerhalb der Pflanzentrockensubstanz gilt (ALLOWAY & AYRES 1996, S.183). Einige anfällige Pflanzen und Mikroorganismen werden durch Kupferkonzentrationen ab ca. $0,1 \text{ mg/l}$ in der Bodenlösung geschädigt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.336).

Auf zahlreiche Wasserorganismen in Form von Bakterien, Algen, Fischnährtieren und Fischen kann Cu in vergleichsweise geringen Konzentrationen toxisch wirken, synergetische Effekte mit Zn und Cd können dabei seine Wirkung noch verstärken (AGA 1991, S.869). Für Fische und Krebse nennt MERIAN (1984, S.457) Toleranzgrenzen von $0,03$ bis $0,8 \text{ mg/l}$ Wasser.

Fe und Mn

Sowohl Eisen als auch Mangan sind wichtige Nährelemente von Organismen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.329ff.), so dass deren Mangel häufig eine größere Gefahr darstellt als ihre toxischen Wirkungen. Grundsätzlich werden deshalb diese Elemente gewöhnlich nicht in erster Linie als Schadstoffe betrachtet (OPP 1999, S.239). Toxische Wirkungen auf Organismen entfalten beide Elemente in entsprechend hohen Konzentrationen, indem Inkrustierungen des Fe in den Organen bestimmter Insektenarten auftreten (GERHARDT 1995, S. 234), Fe-Präzipitate durch das Abdecken von Gewässersubstraten die Siedlungsflächen von Organismen beeinträchtigen (AGA 1991, S.869), oder die gelösten Anteile beider Elemente als (hydr-)oxidische Verbindungen im Bereich der Kiemen ausfallen und so Atemfunktion von Fischen schädigen (NYBERG et al. 1995, S.338; PEURANEN et al. 1994, S.392).

Ni

Nickel ist ein für einige Tiere und Pflanzen essentielles Spurenelement, verfügt allerdings über eine relativ starke phytotoxische Wirkung. Ab Konzentrationen von $1-2 \text{ mg/l}$ in der Nährlösung können Pflanzen, ab ca. 70 mg/kg Boden zunehmend auch Bodenmikroorganismen durch Nickel beeinträchtigt werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.390).

Toxische Wirkungen hoher Ni-Konzentrationen wurden für einige Säugetiere nachgewiesen, dies ist jedoch für den Menschen, mit der Ausnahme von Kontaktallergien, bisher unbekannt (MERIAN 1984, S.493). Eine kanzerogene Wirkung auf den Menschen ist für Nickelsulfat, nicht aber für metallischen Nickel nachgewiesen (KE et al. 2005, S.180). In Gewässern wirkt Ni besonders auf Bakterien und Protozoen toxisch, wodurch wiederum die biologische Selbstreinigung von Gewässern beeinträchtigt werden kann (AGA 1991, S.869).

Pb

Blei ist ein nicht-essentielles Spurenelement, das auf Organismen vergleichsweise weniger toxisch wirkt als andere Schwermetalle, allerdings ist es in der Umwelt sehr weit verbreitet. Da es nur zu geringen Anteilen in das Innere von Pflanzen gelangt, sind Beeinträchtigungen von Pflanzenwachstum und mikrobieller Aktivität auf Lokalitäten mit sehr hohen Bleikonzentrationen beschränkt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.386). Bleivergiftungen treten bei Mensch und Tier akut oder chronisch auf. Akute Bleivergiftungen, bei denen Pb als Nervengift wirken kann, erfordern die Aufnahme sehr hoher Pb-Konzentrationen, weshalb sie bei Mensch und Tier relativ selten auftreten (MERIAN 1984, S.365). Auch bei aquatischen Organismen wird die akute Toxizität des Pb deutlich geringer eingeschätzt als die von beispielsweise Cd, nimmt aber mit abnehmender Wasserhärte zu (AGA 1991, S.869). Chronische Bleivergiftungen sind bei Säugetieren durch Anreicherungen im Knochenmark bekannt, wo es bei zu großen Aufnahmen als kumulatives Gift wirken und Nierenschäden verursachen kann (ALLOWAY & AYRES 1996, S.185). Als Symptome chronischer Bleivergiftungen sind beispielsweise Schwächegefühl, Gewichtsverlust, Appetitlosigkeit, Müdigkeit und Nervosität bekannt, zudem kann die zu hohe Aufnahme von Pb die Bildung verschiedener Enzyme hemmen (MERIAN 1984, S.365).

Zn

Von humantoxologisch geringer Relevanz, können hohe Zink-Konzentrationen zumindest toxisch auf Pflanzen und Wasserorganismen wirken. Als gleichzeitig essentielles Spurenelement sind Vergiftungen von Pflanzen meist auf Sonderstandorte wie Abraumhalden in Bergbaugebieten, Industriegebiete oder Deponien beschränkt (MERIAN 1984, S.613), wobei seine Grenzkonzentration in der Bodenlösung für beginnende toxische Wirkungen für Mikroorganismen nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002, S.338) mit 1 mg/l, für Pflanzen mit 2 mg/l angenommen wird.

In aquatischen Bereichen sind Zinkvergiftungen bei einigen Fischen und Krebstieren bekannt (MERIAN 1984, S.614), wobei besonders die zur Selbstreinigung von Gewässern notwendigen Mikroorganismen als vergiftungsanfällig gelten (AGA 1991, S.869). Zu beachten ist ebenfalls, dass durch seine häufige geochemische Vergesellschaftung mit Cadmium, erhöhte Zinkkonzentrationen im Boden häufig mit erhöhten Cd-Gehalten einher gehen (ALLOWAY & AYRES 1996, S.185).

2.5 Rechtliche Instrumente zur Bewertung von Schwermetallkonzentrationen

Die wichtigsten gesetzlichen Grenzwerte zum Umgang mit stofflichen Anreicherungen in Böden und Gewässern sind innerhalb der BRD in Klärschlammverordnung (ABFKLÄRV 1992), Bundesbodenschutzgesetz (BBODSCHG 1998) und Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBODSCHV 1999) sowie der Trinkwasserverordnung (TRINKWV 2001) aufgelistet. Zusätzlich ist im Wasserhaushaltsgesetz (WHG 2009, §6) ein Verschlechterungsverbot des Zustandes von Gewässern verankert. In diesen Gesetzen werden Nutzungs- und Verfahrensweisen in Abhängigkeit von Elementkonzentrationen aufgeführt. Allerdings sind die genannten Vorgaben nur dort relevant, wo ein betroffener Boden oder ein Gewässer einer Nutzung unterliegt, für die entsprechende Verfahrensweisen gesetzlich festgelegt wurden.

Ein unabhängig von der jeweiligen Nutzung bestehendes Regelwerk existiert hingegen in der Wasserrahmenrichtlinie (EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2000, Art.16), mit deren Verabschiedung die Erarbeitung von Umweltqualitätsnormen für Gewässer beschlossen wurde, um einen guten chemischen Zustand von Gewässern der

Mitgliedsstaaten zu erreichen und diese vergleichend erfassen zu können. Die Mitgliedsstaaten sind wiederum verpflichtet, die Einhaltung dieser Normen zu überwachen. Die derzeit für Oberflächengewässer geltenden Umweltqualitätsnormen zur Begrenzung gefährlicher chemischer Stoffe sind in der Richtlinie 2000/105/EG (EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2008) festgehalten. Innerhalb dieser Richtlinie sind sogenannte „prioritäre Stoffe“ aufgelistet, deren Konzentrationen in den Oberflächengewässern der Mitgliedsstaaten zu überwachen sind und deren Eintragspfade in den Einzugsgebieten ermittelt werden sollen. Zur Observierung von Schwermetallbelastungen wurden Blei, Cadmium, Nickel und Quecksilber als prioritäre Stoffe aufgeführt und mit entsprechenden Grenzwerten (Anhang V, Tab.1) nach ihren gelösten Anteilen versehen, die sich im Fall von Binnengewässern in Qualitätsnormen für Jahresdurchschnitt und zulässige Höchstkonzentrationen während Schadstoffspitzen untergliedern. Zulässige Höchstkonzentrationen werden allerdings nur für gelöstes Cadmium und Quecksilber aufgeführt, während Qualitätsnormen zum Jahresdurchschnitt für alle prioritären Schwermetalle (Cd, Hg, Ni, Pb) genannt werden. Zur Umsetzung der beschriebenen Richtlinie 2000/105/EG verabschiedete die Bundesregierung die Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGEWV 2011), worin jenseits der prioritären Stoffe für eine große Anzahl weiterer Schadstoffe Umweltqualitätsnormen aufgelistet sind. Diese bestehen für As und die Schwermetalle Cr, Cu, Zn allerdings nur für Konzentrationen in Schwebstoffen oder Sedimenten, für die in der Wasserphase gelösten Anteile werden bezüglich dieser Elemente keine Vorgaben gemacht.

Zur Bewertung gelöster Schwermetallkonzentrationen von Elementen wie Cd, Cr, Cu, Ni, Pb oder Zn in Oberflächengewässern eignen sich ergänzend die Leitlinien der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) von 1998. Die darin veröffentlichten Zielvorgaben zu gelösten Schwermetallkonzentrationen (Anhang V, Tab.6) stellen den aus mehreren Studien ermittelten, doppelten oberen Hintergrundgehalt praktisch unbelasteter Gewässer dar und können beim Fehlen von Schwebstoffdaten herangezogen werden. Beim Einhalten dieser Zielvorgaben können stärkere Beeinträchtigungen aquatischer Ökosysteme weitgehend ausgeschlossen werden (LAWA 1998, S.11).

Zur Einschätzung von Elementkonzentrationen in Grundwässern dient die Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999), worin Prüfwerte zum Pfad Boden-Grundwasser festgesetzt sind (Anhang V, Tab.3). Parallel dazu existieren Geringfügigkeitsschwellenwerte (Anhang V, Tab.2) der LAWA (2005), die als Schadstoffkonzentrationen definiert werden, bei denen trotz einer Erhöhung gegenüber geogenen Hintergrundwerten von keinem Auftreten ökotoxologischer Folgewirkungen auszugehen ist (LAWA 2005, S.7).

Eine ähnliche Situation besteht bei der Einschätzung der Belastungszustände von Böden und Sedimenten. Wie beschrieben beinhaltet die OGEWV (2011) lediglich Umweltqualitätsnormen für Konzentrationen des As, Cr, Cu und Zn in Gewässersedimenten der Fraktion $<63 \mu\text{m}$, während die BBodSchV (1999) eine Einschätzung nur im Hinblick auf Wirkungspfad und Nutzung des betroffenen Gebietes ermöglicht. Zur generellen Bewertung von Schwermetallkonzentrationen von Böden und Sedimenten weitgehend ungenutzter Bereiche können deswegen nur schwer gesetzliche Vorgaben herangezogen werden. Stattdessen eignen sich von gesetzlichen Festlegungen unabhängige Vergleichsmethoden, in denen relative Schwermetallanreicherungen im Verhältnis zum geogenen Hintergrundgehalt des Ausgangsgesteins errechnet werden, beispielsweise sei hier der Geoakkumulationsindex von MÜLLER (1986) genannt (Kap. 5.3.3).

3. Untersuchungsgebiete

Geländeuntersuchungen und Probennahmen wurden in verschiedenen Arbeitsgebieten vorgenommen, die nachfolgend als „Untere Lahn“, „Aartalsperre“, „Talsperre Driedorf“ und „Talsperre Klingenberg“ angesprochen werden. Im Bereich der „Unteren Lahn“ erfolgten Messungen in Auebereichen, während hingegen die Sedimente der Talsperren nach der Wirkung von Durchfeuchtungsänderungen auf das Mobilitätsverhalten von Spurenelementen während dem vorübergehenden Herunterfahren des Wasserspiegels untersucht wurden.

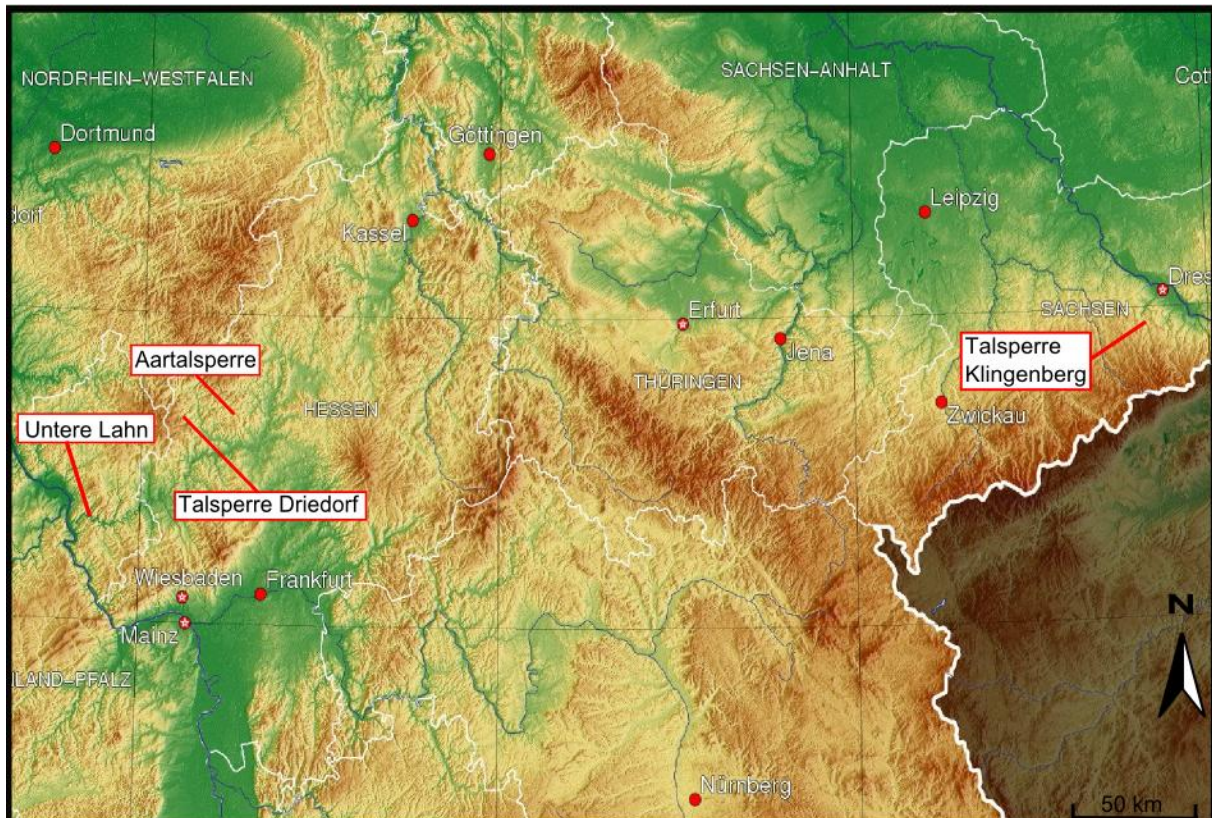


Abbildung 3.1: Lage der Untersuchungsgebiete.

Quelle: Eigene Darstellung auf Kartengrundlage von www.weltkarte.com.

Da sich die Arbeitsgebiete in zahlreichen Gesichtspunkten unterscheiden, werden ihre naturräumlichen Eigenschaften folgend je nach Untersuchungsgebiet separat dargestellt. Dabei wird die Beschreibung des Arbeitsgebietes „Untere Lahn“ etwas ausführlicher vorgenommen, da hier intensivere Untersuchungen durchgeführt wurden, als in den anderen Untersuchungsgebieten.

3.1 Untere Lahn

Das Untersuchungsgebiet „Untere Lahn“ ist im Bereich der naturräumlichen Haupteinheit „Unteres Lahntal“ (310) gelegen, die sich vom Rand des Limburger Beckens bis zur Mündung der Lahn in den Rhein erstreckt (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1953, S.444). Es wird besonders durch den Ost-West gerichteten, mäandrierenden Verlauf der Lahn geprägt, deren Tal tief in die Gebirgsbereiche eingeschnitten ist und die Trennlinie zwischen den Höhenlagen von Westerwald und Taunus bildet

(KÜNZLER 2010, S.13). Die Probennahmestellen sind mit ihren Lagen zwischen den Ortschaften Bad Ems und Friedrichsseggen relativ nah zum Mündungsbereich der Lahn gelegen und befinden sich somit im westlichen Bereich dieses Naturraumes.

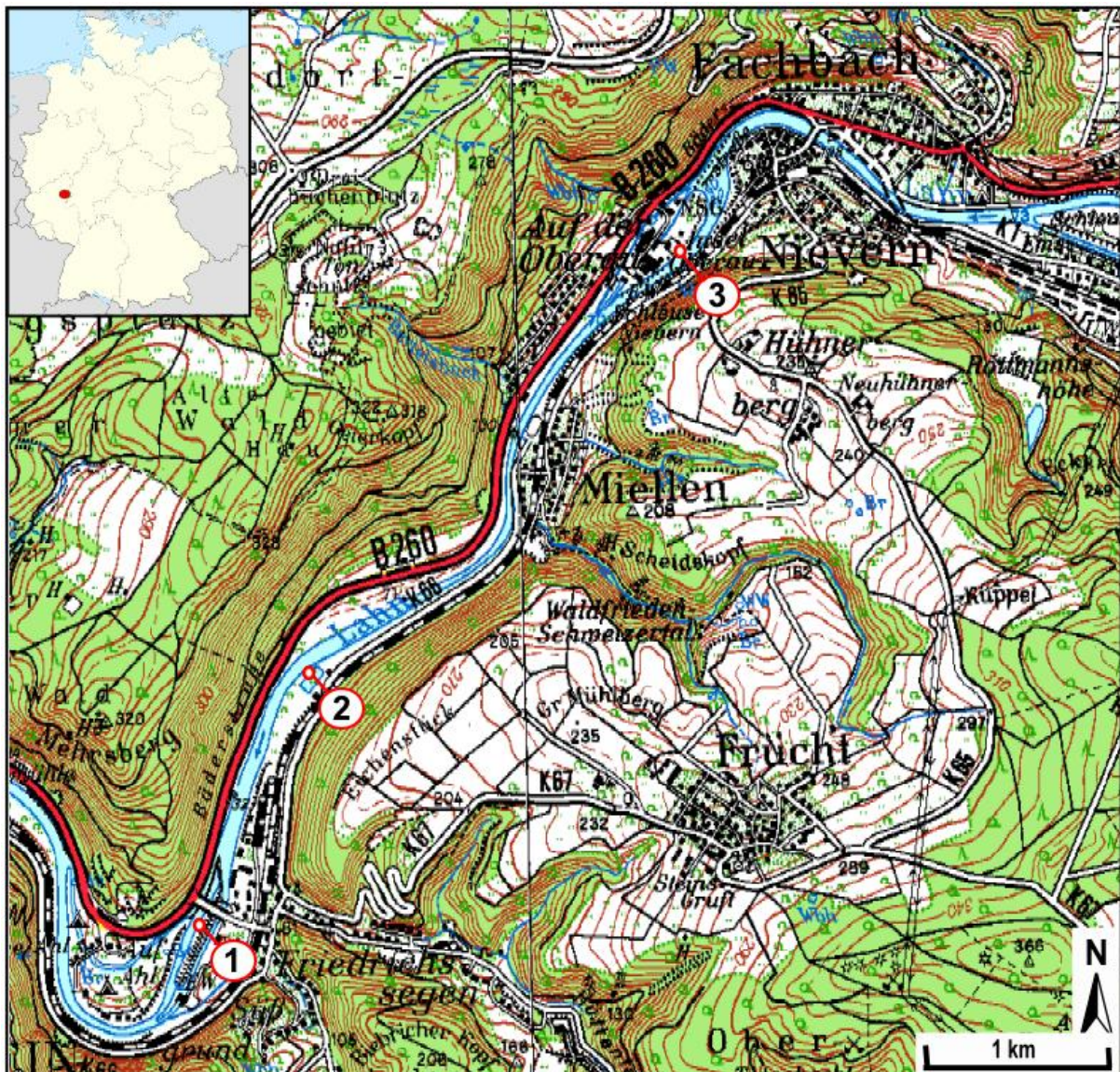


Abbildung 3.2: Topographische Karte 1:50000 des Untersuchungsgebietes „Untere Lahn“ und Lage der Probennahmestellen „Friedrichsseggen“ (1), „Miellen“ (2) sowie „Fachbach 1 und 2“ (3). Quelle: LANDESAMT FÜR VERMESSUNG UND GEOBASISINFORMATION RHEINLAND-PFALZ, BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2004), (bearbeitet).

3.1.1 Klima

Die Temperaturverhältnisse der unteren Lahn variieren in ihrem Jahresdurchschnitt je nach Ort zwischen 9,5° und 10,5°C. Durch seine geschützte und erheblich tiefere Lage ist das Lahntal klimatisch gegenüber den exponierteren Rändern von Westerwald und Taunus begünstigt, weshalb hier ca. 1°C wärmere Durchschnittstemperaturen vorherrschen als in den Bereichen der Hochflächen (WULFF 1963, S.15). Für die unweit der Probennahmestellen gelegene Klimastation

Bad Ems werden durchschnittliche Jahrestemperaturen von 9,7°C bei Jahresniederschlägen von 798 mm pro Jahr angegeben (Tab. 3.1).

Station	Höhe	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Jahr
Bad Ems	90	1,4	2,2	5,2	9,0	13,5	16,8	18,3	17,7	14,3	10,0	5,2	2,4	9,7
		60	49	59	64	71	80	85	75	59	61	68	67	798

Tabelle 3.1: Durchschnittliche Temperatur und Niederschlag der Jahre 1961-1990 der Station Bad Ems (Höhe 50°20'; Breite 07°41'). Quelle: DWD.

3.1.2 Geologischer Bau und Relief

Der Naturraum des unteren Lahntals ist rechtsrheinischer Bestandteil des Rheinischen Schiefergebirges und bildet die Grenzlinie zwischen Westerwald und Taunus. Das Landschaftsbild wird bestimmt durch das stellenweise relativ engräumige Tal der Lahn, das von den zumeist bewaldeten Talhängen und den 300-400m hohen Rumpfflächen des Schiefergebirges umgeben wird, während der Talboden von den Ortschaften Diez bis Niederlahnstein von 105 m auf 65 m Höhe abfällt (LENZ 1986, S.14). Die Talsohle ist meist nur wenige Hundert Meter breit, häufig finden sich Flussterrassen an den steilen Talrändern, die schmaler und höher gelegen sind als in Bereichen des oberen oder mittleren Lahntals (MEYNEN & SCHMIDTHÜSEN 1953, S.446).

Der geologische Bau dieses Gebietes wird weitgehend aus Gesteinen des Unterdevons (Emsium) gebildet. Deren Entstehung erfolgte aus Ablagerungen der variszischen Geosynklinale, einem Flachmeerbecken in dem die Abtragungsprodukte des Old-Red-Kontinents akkumuliert, diagenetisch verfestigt und während der variszischen Gebirgsbildung intensiv verfault wurden (WIEBER & KNOBLICH 1995, S.183). Besonders die feineren Gesteinspartien wurden dabei häufig geschiefert (LENZ 1986, S.18). Während Mesozoikum und Tertiär unterlagen die Überreste des variszischen Gebirges einer intensiven Abtragung, wodurch es zu seiner heutigen Rumpfflächengestalt eingeebnet wurde (HAUENSTEIN et al. 2000, S.7). Als Folge der alpidischen Orogenese wurde dieser alte Gebirgsblock im ausgehenden Tertiär und während des Pleistozäns wieder zur heutigen Mittelgebirgslandschaft herausgehoben. Durch das hierbei wachsende Reliefgefälle wurde die tertiäre Verwitterungsdecke großflächig erodiert, während gleichzeitig die Entwicklung des heutigen Talsystems der Oberflächengewässer einsetzte (WALTER 2007, S.194).

Das untere Lahntal wird von mehreren variszisch streichenden Sattel- und Muldenstrukturen durchzogen, bei denen es sich um die westlichen Fortsätze von Hörre, Lahn- und Dillmulde handelt (WIEBER & KNOBLICH 1995, S.183). Die aus überwiegend tonig-sandigen Schiefen bestehende Lahnmulde ist im östlichen Bereich des Naturraums der unteren Lahn noch deutlich ausgebildet, verflacht aber zunehmend in Richtung Westen. Nach Nordwesten grenzt sie an den etwa 5 km breiten Nassauer Sattel, der zusammen mit der Holzappeler Schwelle den Fortsatz der Hörre darstellt und aus vorwiegend dunklen Ton- und Siltschiefen der Siegen-Stufe (mittleres Unterdevon) aufgebaut wird. Nach Nordwesten geht diese Antiklinalstruktur in den westlichen Fortsatz der Dillmulde über, der wiederum durch die Gegenwart deutlich gröberer klastischer Sedimente geprägt wird (LENZ 1986, S.16).

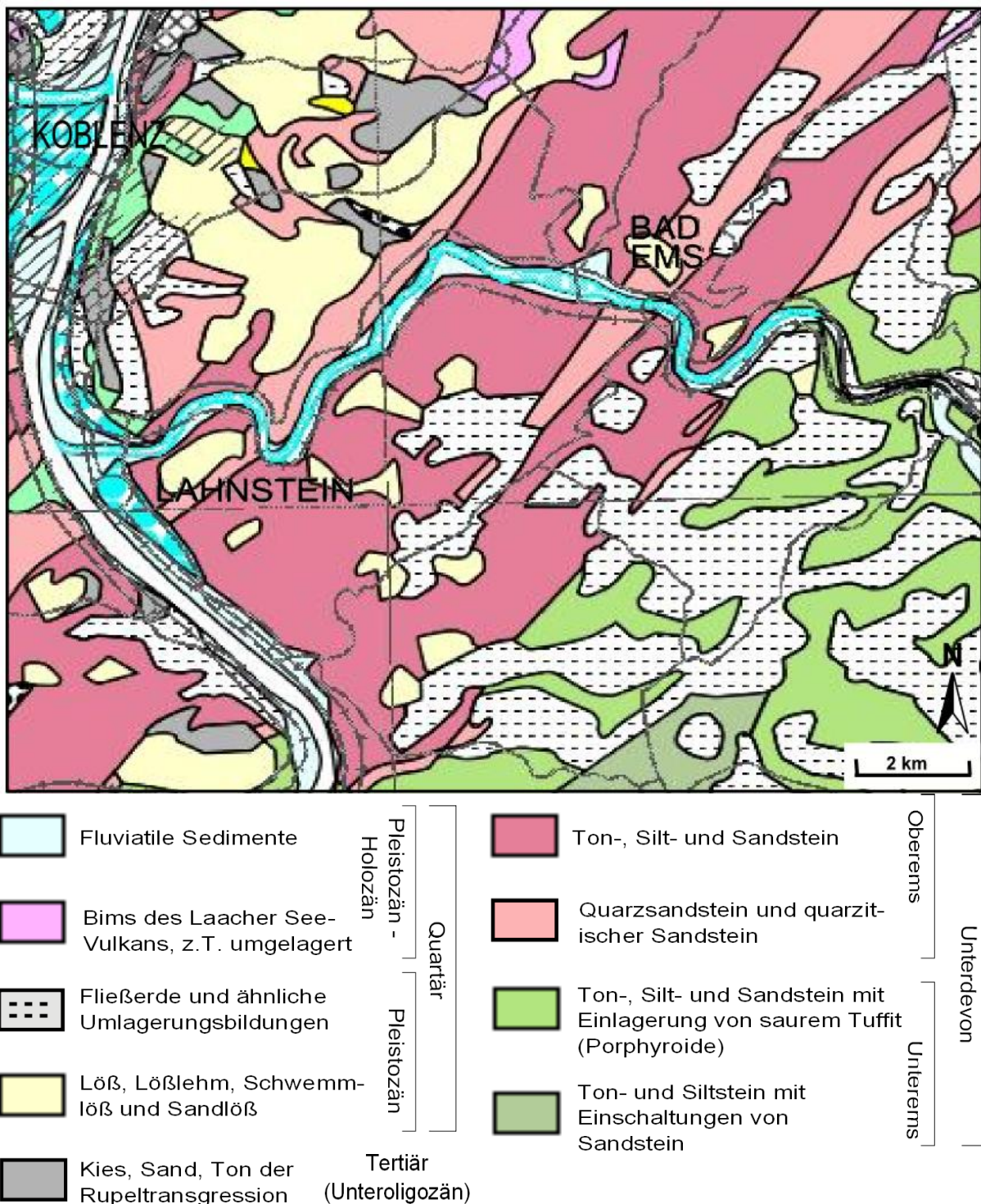


Abbildung 3.3: Geologische Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes „Untere Lahn“ 1:300000. Quelle: <http://www.lgb-rlp.de/guek300.html> (bearbeitet).

Während der variszischen Auffaltung der devonisch-karbonischen Sedimentgesteine kam es zur Seitendehnung des neu entstehenden Gebirges, wodurch diagonal verlaufende Störungen entstanden. Durch einen relativ hohen geothermischen Gradienten wurden Poren- und Kluftwässer erwärmt und konnten stellenweise entlang dieser tektonischen Schwächezonen durch die tangentielle Einengung während der Faltung aufsteigen. In diesen während des mittleren Unterkarbons aufsteigenden Thermalwässern wurden unter einem hohen hydrostatischem Druck

Metalle aus den umgebenden Sedimentgestein gelöst und angereichert. Waren sie weit genug aufgestiegen, konnten diese Wässer so weit abkühlen, dass eine Ausfällung ihrer Lösungsfracht erfolgte (WIEBER 1994, S.18ff.).

Hierdurch kam es zur Entstehung des Erzreviers der unteren Lahn, dessen Erzzüge zwischen Laurenburg und Bad Ems auftreten, sich nach Norden bis nach Montabaur und nach Süden über Braubach und St. Goarshausen bis in den Hunsrück weiter verfolgen lassen. HERBST (1969 in LENZ 1986, S.21) unterscheidet im Gebiet der unteren Lahn insgesamt sieben Erzzüge, die SW-NE streichend in unterschiedlichen Längen zwischen Holzappel und Lahnstein-Friedrichsseggen entlang des Lahntals stellenweise ausbeissen. Von wirtschaftlich größter Bedeutung waren die Gangzüge in den Bereichen um Holzappel und Bad Ems.

3.1.3 Gewässerkundliche Merkmale

Die Lahn entspringt im südlichen Rothaargebirge und mündet nach einer Flussstrecke von 242 km Länge bei Lahnstein in den Rhein. Ihr Einzugsgebiet umfasst eine Gesamtfäche von ca. 5947 km² (KÜNZLER 2010, S.13) und entwässert Bereiche des Westhessischen Hügellandes, südlichen Westerwaldes und nördlichen Taunus. Von ihrer Quelle am Ederkopf (628 m NN) bis zu ihrer Mündung bei Lahnstein (61 m NN) passiert die Lahn 567 Höhenmeter (MEIßNER 2004, S.16). Dabei wird sie durch starke Neigungen in ihren Ober- und Mittellaufbereichen und weiträumige Bereiche mit sehr geringem Gefälle in ihrem Unterlauf geprägt. So beträgt beispielsweise das Gefälle zwischen Gießen und Lahnstein durchschnittlich nur ca. 0,65 ‰, wobei die Neigung sich bei den letzten 11,5 km vor der Mündung in den Rhein wieder auf 1,29 ‰ ansteigt (WULFF 1963, S.17).

Da die Lahn einen wichtigen Verbindungsweg im rechtsrheinischen Schiefergebirge darstellte wurden bereits seit dem Spätmittelalter Planungen zu ihrem Ausbau vorgenommen, um eine Schiffbarmachung auch für größere Schiffe zu ermöglichen (FUCHS 1964, S.61). Nach 1816 wurden unter Führung von Preußen und dem Herzogtum Nassau die bereits 1753/54 und 1808-10 erbauten Uferbefestigungen erneuert und ausgebaut, während gleichzeitig seichte Stellen beseitigt wurden. 1844 wurde von den Herzogtümern Hessen, Nassau und von Preußen die Regulierung der Lahn beschlossen und in den Folgejahren umgesetzt. Die weitere Kanalisierung der Lahn erfolgte während der Jahre 1905-1907 zwischen Mündungsbereich und Bad Ems sowie 1925-1928 in Bereichen zwischen Limburg und Niederlahnstein (FUCHS 1964, S. 201).

Als Folge des Schifffahrtausbaus fungiert die Lahn heutzutage zwischen Giessen und Lahnstein über eine Strecke von 148 km als Bundeswasserstraße, die eine Höhendifferenz von 95 m mit 23 Schleusen und 30 Wehren überwindet (HENNEBOEL 2004, S.9). Der Bereich der unteren Lahn ist zwischen Steeden und ihrer Mündung über eine Strecke von 67 km vollständig staugeregelt (MEIßNER 2004, S.18). Seit 1981 findet kein Güterverkehr mehr statt, dafür ist dieser Flussbereich aber eine bedeutende Wasserstraße für Sport- und Freizeitschifffahrt (LÜTHJE 2004, S.38).

Pegel	MQ	MQ Sommer	MQ Winter	MNQ	MHQ
Kalkofen	49,5 m³/s	22,2 m³/s	76,35 m³/s	9,1 m³/s	419,4 m³/s

Tabelle 3.2: Mittlere Abflussraten der Jahre 1991-2003 im Bereich des Pegels Kalkofen.

Quelle: HENNEBOEL (2004, S.11).

Als typischer Mittelgebirgsfluss erreicht die Lahn ihre höchsten Abflussraten zur Zeit der Schneeschmelze in Februar und März, die niedrigsten im September (WULFF 1963, S.15). Demnach stehen Hochwasserereignisse als Folge von Starkniederschlägen vor allem während Herbst und Winter-, häufigen Niedrigwasserständen während der Sommermonate gegenüber (HENNEBOEL 2004, S.10; MEIßNER 2004, S.17). Nach MEYNEN & SCHMIDTHÜSEN (1953, S.446) treten in Bereichen der unteren Lahn Schadenshochwasser nahezu während jedem Jahr auf, während größere Hochwässer durchschnittlich alle 5 Jahre vorkommen.

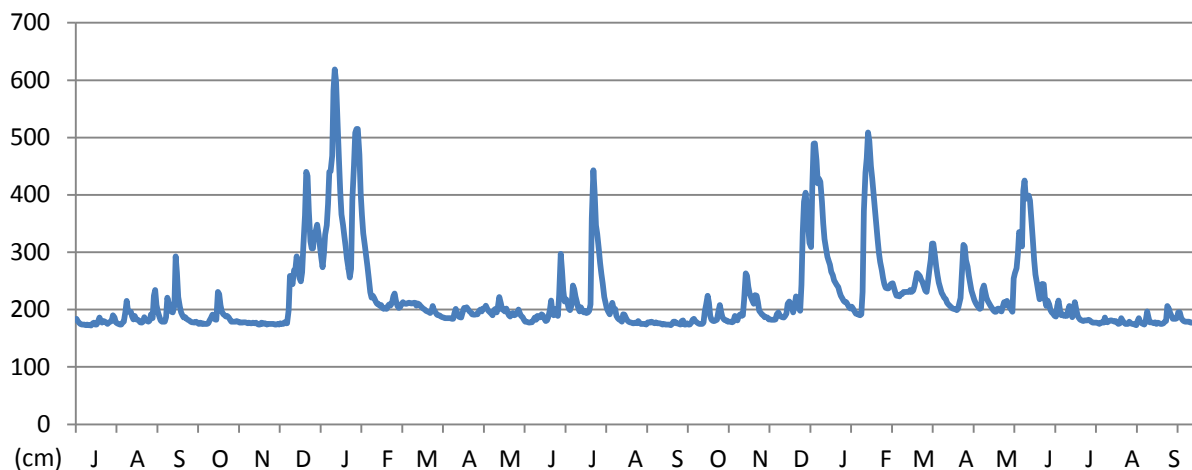


Abbildung 3.4: Verlauf des Pegels Kalkofen während der Erhebungsphase (7.2011-9.2013). Die Werte vom 1.1.2013-30.9.2013 sind ungeprüft und somit vorläufig.

Quelle: Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), bereitgestellt vom Bundesamt für Gewässerkunde (BAfG).

Die Ergebnisse jüngster Studien beurteilen den chemischen Zustand der unteren Lahn als „nicht gut“ (LUWG 2011, S.58). Zum Einen resultiert diese Einschätzung aus regelmäßig auftretenden Eutrophierungserscheinungen, deren Entstehung durch die Stauregulierung in Kombination mit hohen Nährstoffgehalten begünstigt wird (LÜTHJE 2004, S.38). Besonders überdurchschnittlich hohe Phosphorgehalte (2000-2010: 170-250 µg/l) begünstigen Eutrophierungserscheinungen während Frühjahr und Sommer, wobei durch Massenentwicklungen von Schwebalgen in den staugeregelten Bereichen Chlorophylla-Konzentrationen >100 µg/l und pH-Werte >9 entstehen können (LUWG 2011, S.72). Andererseits enthält die untere Lahn als Erbe der ehemaligen Bergbautätigkeiten noch immer hohe Gehalte kolloidal gebundener Schwermetalle durch die lange Verweilzeit belasteter Gerinnesedimente oder Einträge aus ihren Nebengewässern (LÜTHJE 2004, S.40). Zwar scheint die untere Lahn fast alle Umweltqualitätsnormen hinsichtlich ihrer Schwermetallgehalte einzuhalten, die Qualitätsnorm für Zink (800 mg/kg Schwebstofftrockenmasse) wird allerdings regelmäßig durch die hohen Zn-Gehalte der Schwebstoffe überschritten. 2007 übertrafen zudem die jahresdurchschnittlichen Mengen an gelöstem Cadmium die Vorgaben der im Rahmen der WRRL festgelegten Umweltqualitätsnorm (LUWG 2011, S.72).

3.1.4 Böden

Die Böden des Rheinischen Schiefergebirges sind durch ein verstärktes Auftreten von Braunerden, Pseudogleyen und deren Übergangsformen gekennzeichnet

(HAUENSTEIN & HUTZLER-GARDT 1996, S.11). Dies spiegelt sich auch in der näheren Umgebung des Untersuchungsraumes durch die häufige Gegenwart dieser Bodentypen wieder: So gingen in Bereichen der Rumpfflächen aus den sandig-tonigen Gesteinen des Unter-Ems häufig schwach oder mäßig saure Braunerden hervor (LENZ 1986, S.60). Neben den Verwitterungsprodukten der devonischen Gesteine nehmen in höheren Lagen häufig die während der Kaltzeiten eingewehten Lössse oder Lösslehme, sowie allerödliche Depositionen der Laacher See-Eruption bedeutende Anteile der Bodensubstrate ein (HAUENSTEIN et al. 2000, S.10). Die Vorkommen des Lösslehms sind in den Talbereichen aber auf einige wenige Flussterrassen begrenzt. In Bereichen der steilen Böschungen treten häufig steinige Gebirgsböden auf, während in den Talsohlen Auenlehm und daraus hervorgegangene Bodentypen vorliegen (MEYNEN & SCHMIDTHÜSEN 1953, S.446). Durch die häufig engen Talformen, die Kanalisierung der Lahn und die Nutzung der Talränder als Siedlungsstandorte oder Verkehrswege sind Auenböden häufig stark in ihrer Ausdehnung eingegrenzt. In weiteren Talabschnitten liegen sie oft als Grünlandflächen vor, in engeren Talbereichen umfassen sie häufig nur die direkten Uferbereiche des Flusslaufes (Abb. 3.5).

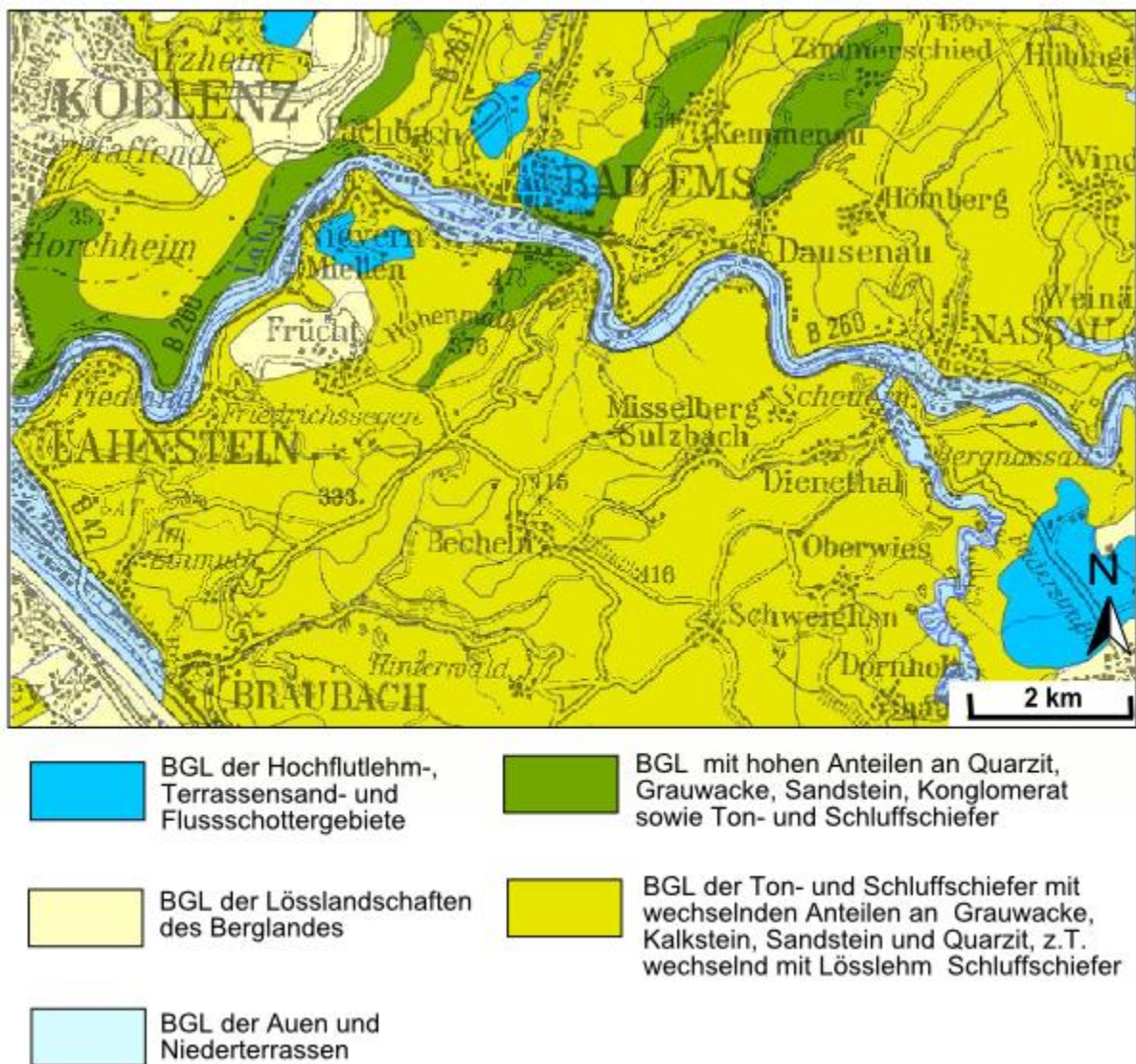


Abbildung 3.5: Bodengroßlandschaften (BGL) 1:200000 des Arbeitsgebietes „Untere Lahn“. Quelle: <http://www.lgb-rlp.de/bfd200.html> (bearbeitet).

3.1.5 Vegetation und Nutzung

Das untere Lahntal wird durch relativ hohe Anteile bewaldeter Flächen gekennzeichnet. So sind besonders die Hangbereiche außerhalb der Siedlungsflächen häufig bewaldet und von Buchenforst, Fichtenforst oder Eichenmischwäldern bestanden. Ackerflächen sind überwiegend auf die Terrassenbereiche begrenzt, während die Talsohlen oftmals als Grünland genutzt werden (MEYNEN & SCHMIDTHÜSEN 1953, S.446).

Zwischen den Ortschaften Bad Ems und Lahnstein dienen die Auenbereiche neben der Nutzung als Grünland- oder Erholungsflächen (Campingplätze) häufig als Gewerbeflächen, die vorzugsweise auf den Altstandorten ehemaliger Verhüttungsbetriebe angesiedelt wurden. In den Bereichen der Staustufen befinden sich Wasserkraftwerke, deren unmittelbare Umgebung im Falle der untersuchten Standorte („Friedrichsseggen“, „Fachbach“) zum Schutz gefährdeter Reptilien mit Nutzungseinschränkungen belegt wurde, wodurch sich in diesen Bereichen eine dichte Ufervegetation ausbilden konnte.

3.1.6 Schwermetallgehalte

Bergbau und Verhüttung wurden im Naturraum der unteren Lahn bereits durch die Römer während des zweiten und dritten Jahrhunderts betrieben (HAUENSTEIN & HUTZLER-GARDT 1996, S.10). In der Folgezeit wurde dem Rohstoffabbau mit wechselnder Intensität nachgegangen. Besonders Spätmittelalter (14./15. Jahrhundert) und späte Neuzeit (19./20. Jh.) stellen Phasen intensiver Abbautätigkeiten innerhalb dieses Gebietes dar (WIEBER 1994, S.24). Hauptabbaubereich war das Lahntal zwischen Lahnstein und Laurenburg inklusive der Randbereiche der Naturräume Niederwesterwald und Westlicher Hintertaunus.

Die größten Rohstoffmengen dieses Abbauggebietes wurden in den Gruben Mercur (Bad Ems), Rosenberg (Braubach), Friedrichsseggen und Holzappel gefördert. In den Gruben wurde zur Verhüttung von Blei und Silber primär Bleiglanz, in späteren Abbauphasen zur Gewinnung von Zink auch Zinkblende abgebaut (KÜNZLER 2010, S.28ff.). Aufgrund von erschöpften Lagerstätten oder fallenden Weltmarktpreisen endete der Bergbau in Friedrichsseggen bereits 1913 (wurde lediglich 1926 nochmal kurzzeitig aufgenommen), in Bad Ems 1945, in Holzappel 1952 und in Braubach 1963 (LENZ 1986, S.14). Einige der zahlreichen Aufbereitungsanlagen dieser Gruben (zB. Aufbereitungsanlage Silberau, Bad Ems) blieben allerdings bis in die 50er Jahre zur Bearbeitung alter Haldenmaterialien in Betrieb (WULFF 1963, S.100).

Als Folge von Erzvorkommen und jahrhundertelangem Bergbau sind in Gebieten der unteren Lahn häufig geogen oder anthropogen bedingte Schwermetallanomalien zu finden. Der geochemischen Zusammensetzung der Erzgänge entsprechend treten besonders Pb und Zn, weniger auch Cu und Cd von Natur aus in erhöhten Konzentrationen auf, während anomale Anreicherungen an Ni oder Cr in den Böden des Untersuchungsgebietes weitgehend abwesend sind (LENZ 1986, S.28; HAUENSTEIN & HUTZLER-GARDT 1996, S.124).

Die vielfältigen Eintragspfade der Metalle in die Bodendecke verursachten ein Mosaik aus unbelasteten, punktuell belasteten und großflächigeren Zonen mit erhöhten Schwermetallkonzentrationen. Punktuelle Schwermetallanreicherungen chalcogenen Ursprungs sind häufig mit dem Ausbeißen sulfidischer Erzgänge

verbunden. Häufig zeigen diese Bereiche Anomalien in ihren Gehalten an Ag, Cu, Pb- und Zn (HAUENSTEIN & HUTZLER-GARDT 1996, S.10). Weitgehend unbelastete Böden außerhalb solcher Ausbläsbereiche zeigen hingegen annähernd ähnliche Schwermetallgehalte wie andere devonische Vergleichsgebiete (WIEBER 1994, S.82ff.).

Neben solch natürlich entstandenen Belastungsbereichen existieren zahlreiche punktuelle oder flächenhafte Anreicherungszone, deren Gegenwart auf anthropogene Schwermetallfreisetzung zurückzuführen ist. Häufig erfolgte der überwiegend bergbauliche Eintrag durch die Anlage von Abraumhalden, die sie dränierenden Sickerwässer und atmosphärische Emissionen während der Verhüttung gewonnener Erze (WIEBER 1994, S.36ff.). Besonders hohe Schwermetallgehalte sind daher folglich auf den Geländen ehemaliger Bergbau- und Verhüttungsbetriebe zu finden, deren Kontaminationshöfe in ihren Ausdehnungen zumeist einige hundert Meter bis wenige Kilometer erreichen (LENZ 1986, S.64). Häufig zeigen auf solchen ehemaligen Betriebsgeländen die Halden alter Flotationsschlämme besonders hohe Schwermetallbelastungen, da deren Schlamm gewöhnlich durch eine feinkörnige Textur gekennzeichnet wird. Die Feinkomponenten solcher Schlämme sind erosionsanfällig und durch ihre großen Oberflächen starken Verwitterungsvorgängen ausgesetzt (HAUENSTEIN & HUTZLER-GARDT 1996, S.80).

Auch die näheren Umgebungen alter Bergbauareale erfuhren oftmals flächenhafte Schwermetalleinträge, die auf die Freisetzung von Rauchgasen während der Metallverhüttung zurückzuführen sind (VAN SAAN 1996, S.10ff.). Zudem wurde häufig schwermetallhaltiger Abraum wie Bergematerial oder Flotationsschlämme zur Wegbefestigung oder als Baustoff weiterverwendet und so in teilweise mobiler Form punktuell im Untersuchungsgebiet verbreitet (WIEBER 1994, S.145; LENZ 1986, S.53).

Element	Probenzahl	Min.	Max.	Median
Cd	26	0,6	26,1	0,9
Cu	34	5	330	20
Pb	34	5	2555	68
Zn	34	40	13800	165

Tabelle 3.3: Cd, Cu, Pb und Zn in Bachsedimenten des unteren Lahntals (Salpetersäure-Extraktion). Angaben in mg/kg TS. Quelle: HAUENSTEIN et al. (2000, S.22ff.).

Häufig wurden die Erzgänge von den Talhängen aus angefahren, wodurch die Täler der Lahn und ihrer Nebengewässer über Transport und Aufbereitung der Abbauprodukte einer starken Zufuhr an Schwermetallen ausgesetzt waren (LENZ 1986, S.53). Zudem waren zahlreiche Werksgelände und Aufbereitungsanlagen der Hüttengesellschaften zwischen Bad Ems und Lahnstein direkt in den Uferbereichen der Lahn ansässig (zB: Zentralaufbereitung der Insel Silberau, Nieverner Hütte, Werksgelände der Grube Friedrichsseggen, Hohenrheiner Hütte). Als Folge des Bergbaus konnten sich daher besonders Cd, Cu, Pb, und Zn in den Sedimenten einiger Oberflächengewässer anreichern, wodurch stellenweise erhebliche Schwermetallanreicherungen in Auenbereichen und Gerinnesedimenten der Lahn und ihrer Zuflüsse entstehen konnten (LENZ 1986, S.35; HAUENSTEIN et al. 2000, S.22ff.), was Tabelle 3.3 aufzeigt.

Erhöhte Schwermetallkonzentrationen in Gerinnesedimenten der Lahn und der in sie speisenden Oberflächengewässer sind besonders in den Bereichen um Laurenburg

oder zwischen Bad Ems und Lahnstein zu finden (Tab. 3.4), wo ehemalige Aufbereitungsanlagen nahe des Flussbettes gelegen waren (WIEBER 1994, S.113).

	Oberhalb Laurenburg	Unterhalb Laurenburg	Bereich Nassau	Unterhalb Bad Ems
Anzahl der Proben:	7	1	3	6
Element:				
Pb	95 – 230	150	62 – 83	143 – 1248
Zn	511 – 838	1311	428 – 589	917 – 4777
As	17 – 27	18	15 – 19	21 – 89
Cd	1 – 6	4	2 – 3	1 – 51
Cr	138 – 198	163	133 – 163	167 – 299
Cu	66 – 101	73	43 – 65	83 – 236
Ni	77 – 95	76	65 – 66	80 – 144
Hg	0,7 – 1,6	0,5	0,1 – 0,2	0,2 – 2,2

Tabelle 3.4: Schwermetallgehalte (mg/kg) von Gerinnesedimenten der Lahn (Analyse mittels RFA). Quelle: WIEBER (1994, S.113).

Besonders zwischen Bad Ems und der Lahnmündung sind in Gerinnesedimenten signifikante Zunahmen der Gehalte von Pb, Zn, Cu und Cd zu beobachten, was als Folge des Erzabbaus und der zentralen Aufbereitung auf der Insel Silberau anzunehmen ist, wo Überschusswässer aus den Flotationsanlagen direkt in die Lahn entwässert wurden (WIEBER 1994, S.41ff.) und die Sedimente zahlreicher in die Lahn entwässernder Bäche (z.B.: Ems-Bach, Fröschbach, Erzbach) bergbaubedingt hohe Schwermetallgehalte zeigen (LENZ 1986, S.53).

Parallel dazu zeigen auch die flussabwärts ehemaliger Bergbaubereiche gelegenen Auenböden stark zunehmende Gehalte einiger Schwermetalle. So sind besonders unterhalb von Bad Ems Auenbereiche mit relativ hohen Gehalten an Cu, Pb und Zn, punktuell auch an As und Cd zu finden (HAUENSTEIN & HUTZLER-GARDT 1996, S.80ff.). Hinsichtlich ihrer Schwermetallbelastung sind daher weite Flächenanteile von Auen der unteren Lahn als problematisch einzuschätzen. Allerdings scheint die Schwermetallbelastung von Auen und Gerinne derzeit nur eine sehr geringe Beeinflussung auf den Menschen auszuüben, da in den betroffenen Bereichen kein Trinkwasser aus Uferfiltrat gewonnen wird, keine intensive Fischzucht stattfindet und auch die Talauen wenig landwirtschaftlich genutzt werden. Allerdings könnten in besonders stark belasteten Bereichen Schwermetalle durch Gartenbau oder Inhalation in die Nahrungskette gelangen (LENZ 1986, S.88ff.).

3.2 Untersuchte Talsperren

Insgesamt wurden im Rahmen dieser Arbeit drei verschiedene Talsperren während oder nach ihrer sanierungsbedingten Entleerung untersucht. Hierbei handelt es sich mit der Aartalsperre und den Talsperren Driedorf und Klingenberg um deutlich in Größe und Alter verschiedene Speicher, wie aus Tabelle 3.5 hervorgeht. Auch in ihren Bauweisen bestehen Unterschiede, so verfügen Aartalsperre und TS Klingenberg über Vorsperren, TS Driedorf hingegen besteht aus einem einzelnen Staubecken.

Talsperre:	Aartalsperre	TS Klingenberg	TS Driedorf
Staubereich:	Hauptsperre	Hauptsperre	
Bauzeit:	1984-1991	1908-1914	-1935
Höhenlage der Mauerkrone:	270 m über NN	394 m über NN	496 m über NN
Betriebsraum:	4,09 Mio. m ³	14,42 Mio. m ³	1,08 Mio. m ³
Tiefe:	8 m	29 m	8 m
Gestautes Gewässer:	Aarbach	Wilde Weißeritz	Rehbach

Tab. 3.5: Eigenschaften der untersuchten Talsperren. Quelle: Eigene Zusammenstellung, aus: <http://www.talsperren.net>; HLUG (2011, S.107ff.); LTV (2009, S.4-7).

Die Talsperren werden überwiegend zu Energiegewinnung und Hochwasserschutz genutzt, wobei die Aartalsperre noch eine deutliche Funktion als Erholungs- und Freizeitraum besitzt. TS Klingenberg dient außerdem der Rohwasserbereitstellung zur Trinkwasserversorgung und versorgt im Verbund mit drei weiteren Talsperren den gesamten Weißeritzkreis, die Stadt Freisitz und ca. 60% von Dresden mit Trinkwasser (SCHÖNE & ANDREAS 2007, S.49; LTV 2009, S.3).

Durch ihre verschiedenen Lagen, Naturräume und die teilweise hohen Distanzen zwischen den einzelnen Speichern bestehen sichtbare Differenzen in den mittleren Temperatur- und Niederschlagsverhältnissen der Untersuchungsgebiete. Zur Veranschaulichung der klimatischen Unterschiede sind in Tabelle 3.6 beispielhaft Klimadaten von im weiteren Umfeld der Untersuchungsräume gelegenen Klimastationen aufgeführt.

Station	Höhe	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Jahr
Herborn ¹⁺²	237	76	59	69	56	62	65	63	62	56	62	81	88	799
Bad Marienberg ¹	597	-1,6	-0,9	2,2	5,8	10,6	13,4	15,3	15,0	11,9	7,8	2,6	-0,3	6,8
		113	81	100	83	84	100	96	98	84	92	115	124	1169
Gießen-Wettenberg ²	202	0,0	0,9	4,3	8,0	12,5	15,7	17,3	16,8	13,5	9,0	4,0	11,0	8,6
		47	42	49	46	65	66	58	59	49	51	60	62	653
Freiberg ³	380	-1,2	-0,4	2,6	6,6	11,6	14,7	16,5	16,2	13,2	9,0	3,9	0,2	7,7
		51	46	52	64	74	78	78	86	61	53	56	65	763
Oberbobritzsch ³	430	58	52	55	64	73	80	89	83	62	55	57	72	800

Tabelle 3.6: Durchschnitt von Temperatur und Niederschlag der Jahre 1961-1990 von den in der weiteren Umgebung der TS gelegenen Stationen Gießen-Wettenberg, Bad Marienberg, Herborn, Freiberg und Oberbobritzsch. ¹ = weitere Umgebung des Stausees Driedorf, ² = weitere Umgebung der Aartalsperre, ³ = weitere Umgebung der TS Klingenberg.

Quelle: DWD.

Gemein ist allen Talsperren eine überwiegend ländliche Umgebung. In Bereichen des Osterzgebirges wurden die Waldflächen weit durch agrarische Nutzung zurückgedrängt und beschränken sich überwiegend auf die Gebirgs- und Talbereiche (MARX 1973, S.6). Dementsprechend wird besonders die TS Klingenberg von bewaldeten Höhenzügen umgrenzt, während die angrenzenden Hochflächen nahezu ausschließlich als Acker- oder Grünlandflächen genutzt werden.

Gewisse Anteile an Forstflächen weisen auch die direkten Umgebungen der Aartalsperre und der TS Driedorf auf, jedoch verfügen deren angrenzende Tal- und

Auenbereiche über bedeutendere Anteile landwirtschaftlicher Nutz- und Siedlungsflächen (HGN HYDROGEOLOGIE 1998, S.2).

3.2.1 Aartalsperre

Die Aartalsperre ist am östlichen Westerwaldrand gelegen und dem westlichen Bereich der naturräumlichen Haupteinheit „Gladenbacher Bergland“ (320) zugehörig, wobei die Quellbereiche der Aar bis hin zu ihrer Stauung alle innerhalb des Naturraumes „Niederweidbacher Becken“ (320.13) gelegen sind (KLAUBING 1988, S.19). Die Talsperre befindet sich im Oberlauf der Aar, besteht aus Haupt- und Vorsperre und wird von den Ortschaften Bischoffen, Niederweidbach, Mudersbach und Ahrdt umgeben.

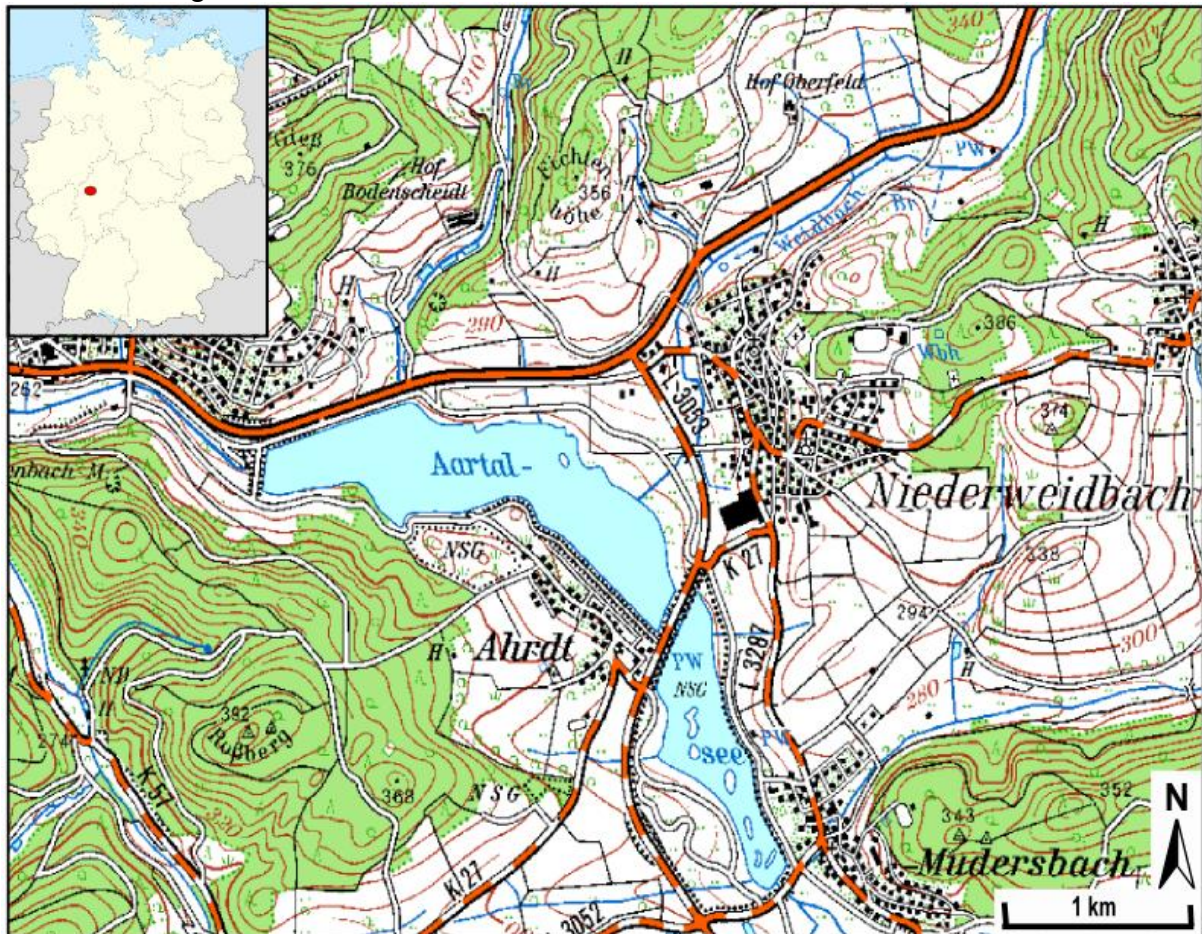


Abbildung 3.6: Topographische Karte 1:50000 des Untersuchungsgebietes „Aartalsperre“. Quelle: HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENMANAGEMENT UND GEOINFORMATION, BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2004a), (bearbeitet).

Geologischer Bau und Relief

Als westlicher Ausläufer des Rheinischen Schiefergebirges hat das Gladenbacher Bergland seinen Ursprung in der variszischen Orogenese, in deren Verlauf überwiegend devonische, weniger auch karbonische und in geringem Ausmaß vordevonische Gesteine gefaltet, verschuppt und herausgehoben wurden (HENNINGSEN & KATZUNG 1998, S.52). Nach seiner spätpaläozoischen und mesozoischen Einebnung und der erneuten Heraushebung als Folge der alpidischen Orogenese ab dem späten Miozän reifte die Landschaft im Laufe der Zeit zur

Mittelgebirgslandschaft heran. Dabei erfolgten durch jungquartäre Hebungsphasen und die Klimawechsel des Pleistozäns rasche Einschneidungen der Oberflächengewässer in den Gebirgsstock, wodurch sich während des Quartärs das heutige Gewässernetz dieses Mittelgebirges entwickeln konnte (WALTER 2007, S. 194).

Der geologische Untergrund des Gladenbacher Berglands setzt sich aus den Synklinalstrukturen der im Norden gelegenen Dillmulde, der im Süden liegenden Lahnmulde und der dazwischen gelegenen Antiklinale der Hörre-Zone zusammen, die im Norden der Aartalsperre als bis zu 445 m NN hoher Höhenzug als Wasserscheide und Nordbegrenzung des Einzugsgebietes der Aartalsperre fungiert (LOTZ 1995, S.44). Diese Erhebung wird aus Quarzsandstein, oberdevonischen bis unterkarbonischen pelagischen Schiefern und Kieselschiefern aufgebaut (WALTER 2007, S.204). In Bereichen des südlich daran grenzenden „Niederweidbacher Beckens“ sind bis auf den Bergwald (389 m) keine bedeutenden Erhebungen vorhanden. Im Süden dieses Naturraumes wurde in den Bereichen der Lahnmulde härteres Kulm und Devon auf weicherer Kulm überschoben. Die daraus hervorgegangenen Erhebungen stellen die Südbegrenzung des Einzugsgebietes des Aartalsees und des Niederweidbacher Beckens dar (MEYNEN & SCHMIDTHÜSEN 1953, S.457). Aus Bereichen der Lahnmulde entwässern entsprechend vorwiegend unterkarbonische und oberdevonische Schichten aus Tonschiefer und Grauwacken, aus Bereichen der Hörre auch Tonschiefer, Sandstein, Grauwacken oder Quarzit durchdringende Gewässer in die Aartalsperre (vgl. HLUG 2007).

Gewässerkundliche Merkmale

Die Aar entspringt nahe der Ortschaft Hohenaar im Osten der Hörre, nach ca. 20 km Flussstrecke mündet sie bei Burg in das Gewässer der Dill. Ihr Einzugsgebiet umfasst Bereiche der Naturräume „Hörre“, „Niederweidbacher Becken“ und „Schelderwald“ und verfügt über eine Fläche von 149 km² von der Quelle bis zur Mündung (HGN HYDROGEOLOGIE 1998, S.2).

Die Aartalsperre wird nach der Klassifikation der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) als eutropher, kalkreicher und ungeschichteter Mittelgebirgssee mit relativ großem Einzugsgebiet und guter Wasserqualität beschrieben. Der Staubereich der Vorsperre zeigt während der Sommermonate häufig erhöhte pH-Werte durch das Massenaufreten bestimmter Algen, während in Bereichen der Hauptsperre jedoch nur mittlere Algenkonzentrationen auftreten (HLUG 2011, S.107).

Böden

Durch die geologische Vielfalt des Gladenbacher Berglandes, die von den Diabasen des Schelderwaldes bis zu den basenärmeren Gesteinen des devonisch-karbonischen Schiefergebirges reichen, variieren die Bodentypen von flachgründig-eutrophen Braunerden bis zu flachgründig-oligotrophen, teilweise stark podsolierten Braunerden. Durch die Einmischung von Lösslehm sind in einigen Talmulden Braunerden hoher bis mittlerer Basensättigung zu finden, die häufig über größere Mächtigkeiten verfügen und gewöhnlich ackerbaulich genutzt werden (KLAUBING 1988, S.19).

In Bereichen des Niederweidbacher Beckens treten besonders in den höheren Lagen in der Umgebung des Aartalsees Braunerden aus lösslehmhaltigen Sulifluktsdecken auf, örtlich können je nach Reliefverhältnissen auch Ranker ausgebildet sein. Nördlich der Ortschaften Ballersbach und Niederahr nehmen zudem besonders in Oberhangbereichen und Hochlagen Lockerbraunerden mit

Anteilen an Laacher See-Tephra und deren Übergangsformen zur Braunerde weite Gebiete ein, während dieser Bodentyp südlich des Staubeckens nur in einigen kleinräumigen Arealen auftritt. Besonders nördlich der Talsperre sind entlang der Unterhangbereiche und Hangfüße Kolluvien zu finden, während südlich davon in den gleichen Bereichen zu stärkeren Anteilen auch Pseudogley-Parabraunerde-Gesellschaften auftreten können. Die Böden der zahlreichen Bachtäler bestehen aus Komplexen von Auengleyen, Gleyen, Gley-Kolluvisolen, Hanggleyen und Pseudogleyen aus überwiegend fluvialen Sedimenten (vgl. HLUG 2001, 2004a).

Schwermetallgehalte

Grundsätzlich kann im Falle des anstehenden Tongesteins von relativ moderaten geogenen Schwermetallgehalten ausgegangen werden, während der ländliche Charakter des Einzugsgebietes hingegen eher relativ geringe anthropogene Einträge von Schwermetallen vermuten lässt. Metallverhüttung durch mittelalterliche Rennöfen und Blashütten konnte in Nebengewässern der Aar nahe Niederweidbach durch Schlackenfunde und mündliche Überlieferungen belegt werden. Allerdings wurde im Gladenbacher Bergland die Metallverhüttung ab dem 14. Jahrhundert durch die Landesherren genehmigungspflichtig und da ab diesem Zeitraum keine schriftlichen Vermerke über Bergau- und Verhüttungsbetriebe für das Niederweidbacher Becken bekannt sind, kann davon ausgegangen werden, dass die Verhüttung im direkten Umfeld der Aartalsperre zu diesem Zeitpunkt bereits erloschen war (KLOOS 1967, S.65ff.). Zudem belegen Schwermetallmessungen von HAMPEL (2013, S.67ff.) für das Einzugsgebiet der Aartalsperre die Gegenwart relativ geringer Schwermetallkonzentrationen, die in ihren Mittelwerten überwiegend die in Tabelle 2.1 dargestellten Durchschnittsgehalte für Tonsteine unterschreiten.

3.2.2 Talsperre Driedorf

Der Speicher Driedorf ist in der einzigen Untereinheit 322.0 „Westerwälder Basalthochflächen“ der naturräumlichen Haupteinheit 322 „Hoher Westerwald“ auf dem Gebiet der gleichnamigen Ortschaft gelegen. Dabei handelt es sich um eine von überwiegender Grünlandnutzung geprägte Landschaft, die durch die Gegenwart von basischen Magmatiten und häufig niedrigem Baumbewuchs geprägt wird (KLAUßING 1988, S.20). Sind die „Westerwälder Basalthochflächen“ auch teilweise durch eine gewisse Waldarmut als Folge vergangener Holzeinschläge gekennzeichnet, die besonders im Zuge der Rohstoffbeschaffung zur vergangenen Eisenverhüttung im Siegerland vorgenommen wurden (SABEL & FISCHER 1987, S.155), so finden sich zumindest im direkten Umfeld der Talsperre einige Forstflächen auf den das Staubecken umgebenden Hochlagen.

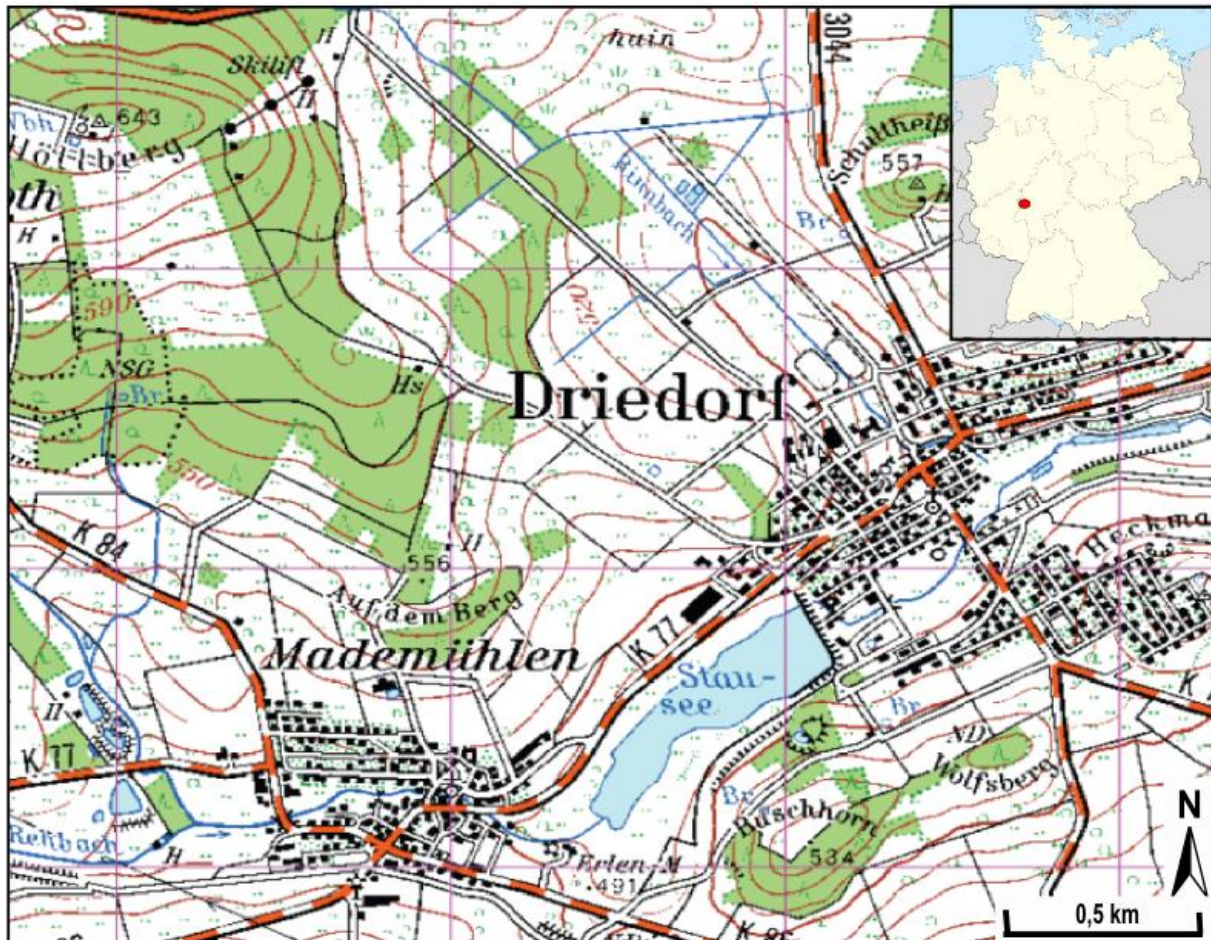


Abbildung 3.7: Topographische Karte 1:50000 des Untersuchungsgebietes „TS Driedorf“.

Quelle: HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENMANAGEMENT UND GEOINFORMATION, BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2004b), (bearbeitet).

Geologischer Bau und Relief

Innerhalb der höchsten naturräumlichen Einheit des Westerwaldes gelegen (500-600 m NN), ist die weitere Umgebung des Untersuchungsobjektes als flachwellige Basalthochfläche ausgebildet, die von einigen wenigen Erhebungen überragt wird (SABEL & FISCHER 1987, S.155). Als Bestandteil des rechtsrheinischen Schiefergebirges und des westlichen Fortsatzes der Dillmulde unterlag der geologische Untergrund des Hohen Westerwaldes einem ähnlichen Werdegang wie das Gladenbacher Bergland. So wurde auch hier der devonische Untergrund während der variskischen Orogenese an der Wende von Unter- zu Oberkarbon gefaltet, ab Beginn des Perms großflächig eingeebnet und ab dem Miozän wieder herausgehoben (HENNINGSEN & KATZUNG 1986, S.27ff.). Allerdings erfuhr der Westerwald zwischen oberem Oligozän und unterem Miozän (ca. 25 Ma) sowie oberem Miozän und Pliozän (ca. 5 Ma) Phasen mit vulkanischer Aktivität, wodurch das paläozoische Fundament oder darüber lagernde tertiäre Sedimentgesteine von Basalten und Tuffen überdeckt wurden. Heute umfasst das daraus hervorgegangene Vulkanfeld des Westerwaldes eine geschlossene Fläche von fast 1000 km² und wird stellenweise unterlagert von eozänen und oligozänen Süßwassersedimenten, die vornehmlich aus Tonen oder Quarzsanden bestehen (WALTER 1992, S.182ff.). Entsprechend setzt sich das Anstehende im Einzugsgebiet der Talsperre aus überwiegend basischen Vulkaniten des Miozäns, sandig bis

tonigen Fließerden des Pleistozäns und verschiedenenkörnigen, holozänen Auensedimenten zusammen (vgl. HLUG 2007).

Gewässerkundliche Merkmale

Die TS Driedorf wird durch das Gewässer des Rehbaches gespeist, der südlich der Ortschaft Rehe entspringt. Er füllt mit der Krombachtalsperre einen wenige Kilometer flussaufwärts des Arbeitsgebietes gelegenen zweiten Stausee und mündet nach einem Verlauf von etwa 20 km flussabwärts von Herborn in die Dill (LANUV 2006, S.5). Das Staubecken Driedorf wird gemäß WRRL als eutropher, kalkarmer und ungeschichteter Mittelgebirgssee mit relativ großem Einzugsgebiet eingestuft (HLUG 2011, S.111).

Böden

Kennzeichnend für die Westerwälder Hochflächen ist eine geringe Reliefenergie der Landschaft, was die Entstehung vergleichsweise skelettarmer Böden und die eher schwache und kurzstreckige Umlagerung von Verwitterungsresten und Tuffen begünstigte (SABEL & FISCHER 1987, S.162). Die in der direkten Umgebung der Talsperre Driedorf gelegenen Böden umfassen größtenteils Braunerden, Pseudogleye oder Parabraunerde-Pseudogleye, die häufig aus Haupt- und Basislage aufgebaut werden und in der Regel aus basaltischen Vulkaniten hervorgegangen sind (vgl. HLUG 2004b). Braunerden gingen vornehmlich aus gröberen Substraten hervor, während Parabraunerden sich grundsätzlich in vergleichsweise feinkörnigeren Substraten, in höheren Lagen vermehrt auch in Schuttdecken aus Haupt- und Basislage bildeten. Aufgrund des tonreichen Untergrunds neigen Parabraunerden häufig zum Auftreten von Staunässe, woraus sich deren häufiger Übergang zu Pseudogleyen erklärt, die wiederum natürlicherweise bevorzugt auf ebenen Flächen oder an schwach geneigten Unterhängen über dem abdichtend wirkenden Zersatz von Basalt und Tuffen auftreten (SABEL & FISCHER 1987, S.38).

Schwermetallgehalte

Zumindest für Bachsedimente des Hohen Westerwaldes sind Schwermetallkonzentrationen bekannt, die im Fall des Cd, Cr und Ni im Vergleich zu anderen rheinland-pfälzischen Lokalisationen deutlich erhöhte Gehalte zeigen, während Elemente wie Cu, Pb oder Zn über durchschnittliche Konzentrationen verfügen. Die hohen Konzentrationen des Cr und Ni sind dabei auf die anstehenden basischen Magmatite zurückzuführen, die natürlicherweise über vergleichsweise hohe Gehalte dieser Elemente verfügen (HAUENSTEIN et al. 2000, S.24ff.). Bergbau fand in der weiteren Umgebung des hohen Westerwaldes in Form von Braunkohlegewinnung statt (KLEINSCHMIDT 2004, S.7ff.). Für das nähere Umfeld des Einzugsgebietes der Talsperre bestehen jedoch keine Quellen, die einen ehemaligen Abbau von Erzen oder Braunkohlen belegen.

3.3.3 Talsperre Klingenberg

Naturräumlich wird das Erzgebirge in Südabdachung und Kammhochfläche oder in West- und Osterzgebirge unterteilt, wobei Abdachung und Hochfläche entlang der letztgenannten Naturräume verlaufen (MARX 1973, Abb.2; SCHEITHAUER 2006, S.25). Im östlichen Erzgebirge gelegen, befindet sich die Talsperre Klingenberg im Landkreis Sächsische Schweiz–Osterzgebirge und wird der naturräumlichen

Haupteinheit „Unteres Osterzgebirge“ (424) zugerechnet (MEYNEN & SCHMIDTHÜSEN 1960, S.667). Das Untersuchungsgebiet umfasst das zwischen den Ortschaften Klingenberg, Obercunnersdorf, Beerwalde, Pretzschendorf und Obercolmnitz gelegene Hauptstaubecken.

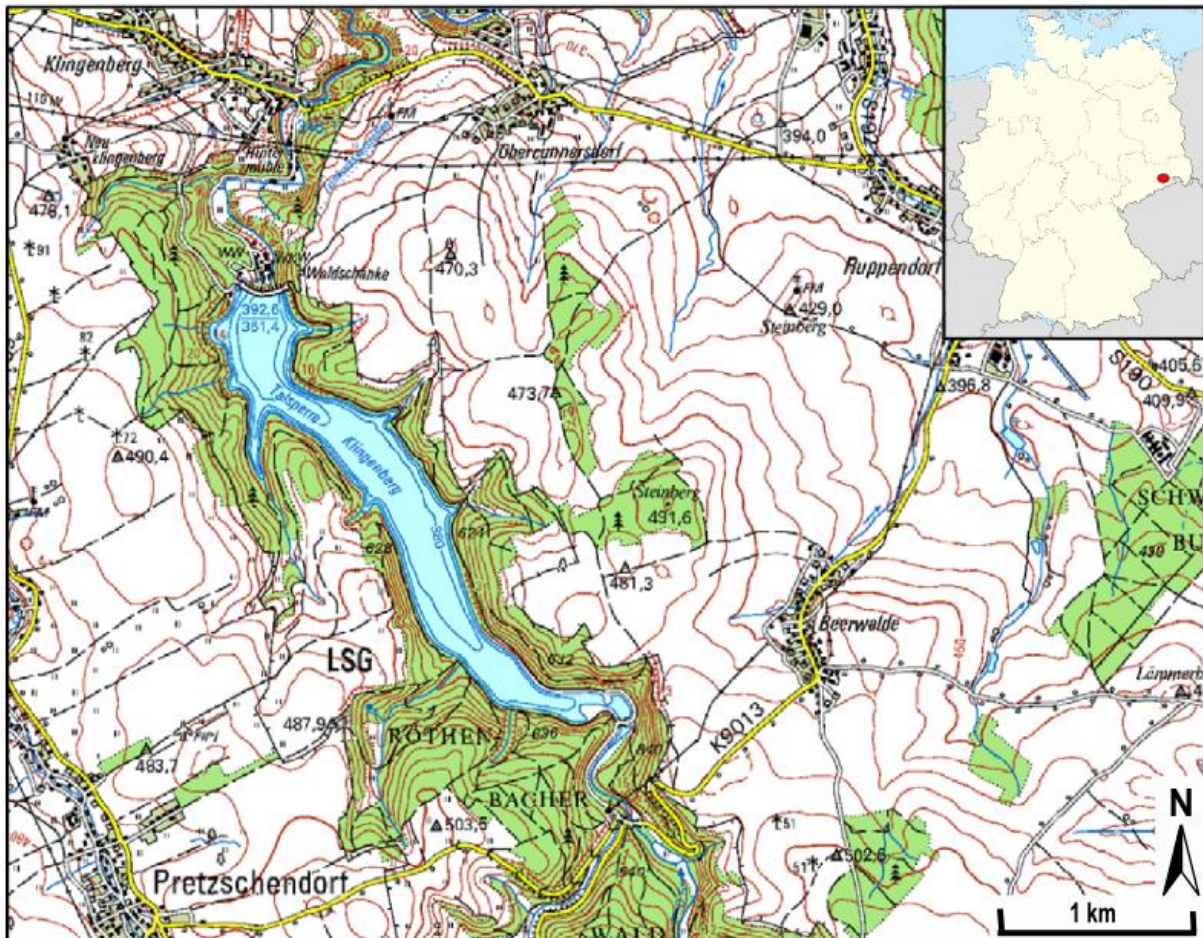


Abbildung 3.8: Topographische Karte 1:50000 des Untersuchungsgebietes „Talsperre Klingenberg“. Quelle: STAATSBETRIEB GEOBASISINFORMATION UND VERMESSUNG SACHSEN, BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2004), (bearbeitet).

Geologischer Bau und Relief

Ausgehend von etwa 200-300 Höhenmetern am Grenzbereich zur Vorerzgebirgssenne im Norden erhebt sich das Erzgebirge pulschollenartig und sanft ansteigend auf Höhen von 800-1000m in seinen südlichen Kammlagen (HENNINGSEN & KATZUNG 1998, S.28; HUNGER 1994, S.17). Südlich dieser Scheitelzone fallen die Gebirgsbereiche steil zur Nordböhmischen Senke hin ab. Erst hier verfügt die von steilen Tälern der nach Süden entwässernden Gewässer zerschnittene Landschaft über einen klassischen Gebirgscharakter (MARX 1973, S.6). Demgegenüber sind die Flusstäler des unteren Osterzgebirges durch das überwiegend einheitliche Ausgangsgestein morphologisch häufig ähnlich ausgebildet und nur mäßig (>100m) in die Hochflächen eingeschnitten. In ihrer Orientierung folgen die Oberflächengewässer der Fallrichtung der Abdachung nach Nordwesten, wobei Müglitz, Wilde und Rote Weißeritz durch die Eintiefung des Elbtals von diesem abgelenkt wurden und daher in ihren unteren Bereichen deutlich nach Nordosten abbiegen (MEYNEN & SCHMIDTHÜSEN 1960, S.668).

Das Erzgebirge ist im Bereich der Fichtelgebirgisch-Erzgebirgischen Antiklinalzone gelegen, einem Bestandteil der Saxothuringischen Zone der europäischen Varisziden und setzt sich überwiegend aus metamorphen Gesteinen präkambrischen und altpaläozoischen Alters zusammen (WALTER 2007, S.260ff.). Die zentralen Gebirgsbereiche werden durch die Gegenwart verschiedenartiger, hochmetamorpher Gneise geprägt, die besonders nach Norden und Westen von Zonen aus kambroordovizischen Glimmerschiefern und Phylliten umgeben werden, deren Metamorphosegrad nach außen rasch abnimmt. Sowohl die zentralen als auch die mantelartigen Gesteinsbereiche enthalten Einlagerungen von sogenannten Dichten Gneisen, Marmoren, Amphiboliten oder Serpentiniten, zudem werden sie stellenweise von magmatischen Gesteinskörpern durchsetzt (PIETZSCH 1962, S.616ff.).

Die Entstehung dieser Gesteinskomplexe lässt sich durch den Einfluss der variszischen Faltung erklären, in deren Verlauf das Fundament sowie die paläozoischen Gesteinspartien eine weitere metamorphe Überprägung erfuhren, deren Ausklingen auf etwa 340 Ma vor heute angenommen wird (HENNINGSEN & KATZUNG 1998, S.29). Im Anschluss an diese Gebirgsbildung erfolgten von 330–315 Ma und 310–290 Ma magmatische Intrusionen, wobei überwiegend granitische Magmen, aber auch Porphy- und Granitporphyr-Gänge besonders in die östlichen und südwestlichen Bereiche des Erzgebirges eindringen. Ähnlich dem Rheinischen Schiefergebirge erfuhr das Gebiet des heutigen Erzgebirges nach dem Karbon großflächige Abtragungen, weshalb Sedimentgesteine des Oberkarbons, Rotliegend, Mesozoikums und Tertiärs auf dem paläozoischen Fundament eher nur lokal verbreitet sind (WALTER 2007, S.284).

Während des Tertiärs kam es unter erneuter vulkanischer Aktivität an verschiedenen Orten zur Entstehung von Basaltdecken (ROTHER 2005, S.98ff.), während gleichzeitig eine erneute Heraushebung einsetzte, wodurch besonders während des Quartärs die Entwicklung und Eintiefung der heutigen Gewässernetze beeinflusst wurde (HENNINGSEN & KATZUNG 1998, S.33).

Durch die stärkere Heraushebung der östlichen Gebirgsseite sind dort die ältesten und höchst metamorphen Gesteine zu finden (ROTHER 2005, S.100), von denen im Naturraum des unteren Osterzgebirges besonders Graugneise bedeutende Flächenanteile einnehmen. Die Gruppe der Graugneise erhielt ihre Bezeichnung mit Anlehnung an bergmännische Bezeichnungen durch MÜLLER (1850, S.593), der die erzgebirgischen Gneise in Gruppen der Rot- und der Graugneise unterteilte. Beide Gesteinsgruppen umfassen eine Vielzahl verschiedenartiger Gneise, die jedoch ähnlichen Genesen unterlagen. Die Graugneise entsprechen demnach überwiegend Paragneisen, während den Rotgneisen magmatische Edukte zugeordnet werden (PIETZSCH 1962, S.619ff.).

Das komplette Staubecken der TS Klingenberg, alle hierin mündenden Bachläufe sowie die weitesten Bereiche des Einzugsgebietes der Wilden Weißeritz bis zur flussaufwärts gelegenen Talsperre Lehmühle sind inmitten einer weitläufigen Zone aus Freiburger Graugneisen der unteren Stufe in der Form mittelkörnig-flaseriger Biotitgneise gelegen (vgl. KOSSMAT & REINISCH 1916). Deren Gesteinspartien werden häufig von Ost-West streichenden Gängen aus Quarzporphyr, seltener auch aus Glimmerporphyr durchdrungen, die oberhalb der TS Klingenberg mehrfach durch das Gewässer der Wilden Weißeritz angeschnitten werden. Lediglich direkt unterhalb der TS Lehmühle passiert der Flusslauf Bereiche aus Gneisen der oberen Stufe in Form von feinkörnig schuppigem Biotitgneiss und Granitporphyr. Rote Gneise

(Muskovitgneis) spielen im Einzugsgebiet zwischen den Talsperren Lehmühle und Klingenberg eine untergeordnete Rolle und sind nur in den Bereichen einiger kleiner Nebengewässer verbreitet (vgl. KOSSMAT & REINISCH 1916; vgl. BECK & MÜLLER 1886). Da flussaufwärts der TS Klingenberg mit der TS Lehmühle ein weiterer Akkumulationsraum für die Sedimente der Wilden Weißeritz vorhanden ist, wird angenommen, dass spätestens nach deren Fertigstellung 1931 als Liefergebiet von Sedimenten der TS Klingenberg besonders dem Einzugsgebiet zwischen diesen beiden Talsperren Gewicht zukommt. Von einer weiteren Beschreibung der geologischen Einheiten flussaufwärts der TS Lehmühle wird daher abgesehen.

Gewässerkundliche Merkmale

Das Quellgebiet der Wilden Weißeritz befindet sich im östlichen Erzgebirgskamm nahe der tschechischen Ortschaft Nové Město (Moldava) in 823 m Höhe. In ihrem Unterlauf vereinigt sie sich in Freital-Hainsberg mit der Roten Weißeritz zur Vereinigten Weißeritz, die wie alle Fließgewässer des Erzgebirges dem Einzugsgebiet der Elbe angehört (MARX 1973, S.6). Ihr hydrologisches Einzugsgebiet oberhalb der Talsperre Klingenberg umfasst ca. 89,4 km² (LTV 2009, S.4), der Bereich zwischen TS Lehmühle und der Stauwurzel der TS Klingenberg nimmt davon eine Fläche von ca. 20,7 km² ein (GREIF & KLEMM 2009, S.9). Die jährlich höchsten Abflussraten erfolgen zumeist in der 2. Hälfte des hydrologischen Winterhalbjahres, wobei durch das Auftreten von Vb-Wetterlagen auch starke Sommerhochwässer entstehen können (LfULG 2004, S.13ff.).

Das Gewässer der TS Klingenberg entspricht einem oligotrophen Rinnenstausee mit einer Fläche von 116 ha und maximal 31m Tiefe (PÄTZ et al. 2008, S.243). WEIGELT (2007, S.161) nennt für das aus der TS Klingenberg gewonnene Rohwasser eine elektrische Leitfähigkeit zwischen 210-260 µS/cm und zwischen 6,5-7,6 variierende pH Werte. Das Gewässer ist damit nicht von Versauerungsproblemen betroffen, allerdings können in den oberen Zuläufen erhöhte Aluminium-Konzentrationen auftreten (WILLMITZER 1994, S.14ff.).

Böden

Wie auch in vielen anderen Bereichen der deutschen Mittelgebirge gingen große Anteile der osterzgebirgischen Böden aus mehreren Dezimeter mächtigen periglaziären Lagen hervor, die über den kristallinen Festgesteinen das dominante Ausgangsmaterial der Bodenbildung darstellen (HUNGER 1994, S.19). Obwohl in periglaziären Lagen als Folge solifluidaler Mischungsvorgänge häufig Änderungen der Substratzusammensetzung erfolgten, zeigen in Bereichen des Erzgebirges Humusform und Bodentyp häufig gewisse Abhängigkeiten von Ausgangsgestein und klimatischen Gegebenheiten: So sind durch das verschieden hohe Puffervermögen der Gesteine über Basalt in der Regel Mull, auf Grauem Gneis Moder bis Rohhumus und auf Quarzporphyr häufig Rohhumus ausgebildet (FIEDLER & KLINGER 1996, S.681). Außerdem gingen gewöhnlich unter relativ humiden Bedingungen aus silikatischen Ausgangsgesteinen mit hohen Anteilen an Erdalkalimetallen (Basalt, Diabas) Braunerden mit zumeist mittlerem Basengehalt, in silikatischen Gesteinen mit mittleren Gehalten an Erdalkalitionen (Graue Gneise, Biotitgranit) saure Braunerden, aus Ca-armen Kristallin (Rotgneise, Glimmerschiefer, z.T. Phyllite) je nach Niederschlagsverhältnissen Podsol-Braunerden oder Braunerde-Podsole und aus Quarzporphyr bevorzugt skelettreiche Substrate mit relativ sauren Oberböden hervor (HUNGER 1994, S.20). Äolische Substrate fehlen in weiten Bereichen des

unteren Osterzgebirges und treten erst nördlich von Freiberg vermehrt auf (MEYNEN & SCHMIDTHÜSEN 1960, S.667).

Im Vergleich mit den höheren und westlicheren Bereichen des Erzgebirges nehmen Podsolierung und Bodenabtrag in ihren Ausmaßen ab. Entsprechend sind die Böden dieses Naturraumes für landwirtschaftliche Nutzungen vergleichsweise günstiger ausgebildet, weswegen die größten Bereiche der Gneisflächen heute landwirtschaftlich genutzt werden (MEYNEN & SCHMIDTHÜSEN 1960, S.669).

Schwermetallgehalte

Resultierend aus dem Zusammenspiel von erhöhten geogenen Schwermetallgehalten und anthropogenen Einträgen enthalten große Flächenanteile osterzgebirgischer Böden relativ hohe Konzentrationen an überwiegend As, Cd, Pb und Zn (BOMBACH et al. 1994, S.49). Die geogenen Schwermetallgehalte werden zumeist von der Lithologie der bodenbildenden Substrate bestimmt, daher bestehen je nach Ausgangsgestein spürbare Unterschiede. So nehmen grundsätzlich die Anteile der Spurenelemente von Böden aus unterschiedlichen Gesteinen in der Reihenfolge Basalt > Grauer Gneis > Quarzporphyr > Quadersandstein ab (FIEDLER & KLINGER 1996, S.682). Besonders hohe geogene Schwermetallanreicherungen sind außerdem in Gebieten mit gehäuftem Auftreten polymetallischer Blei-Zink-Vererzungen zu beobachten (MARKUS 1995, S.149). Die Böden der Dispersionsbereiche solcher Vererzungen oder ihrer Abbauhalden können in ihren geochemischen Verhältnissen bis in einige Hundert Meter Entfernung beeinflusst werden und verfügen häufig über deutlich erhöhte Schwermetallgehalte (RANK et al. 2001, S.9).

Anthropogene Schwermetalleinträge ergeben sich im Raum des östlichen Erzgebirges aus der Kombination von Industrialisierung und jahrhundertlangem Bergbau (MARKUS 1995, S.149). Zentrum solcher Schwermetallemissionen war im östlichen Erzgebirge der Raum Freiberg-Halsbrücke, wo durch die Emissionen von Buntmetallhütten diffuse Einträge in die oberen Bodenschichten des Umlandes erfolgten (RANK et al. 2001, S.9). Über Jahrzehnte hinweg wurden hier bedeutende Mengen verschiedenartiger Schwermetalle freigesetzt: So wurden zwischen 1973 und 1983 ca. 1161 t Pb, 286 t Zn, 244 t As und 21,3 t Cd emittiert, wobei die höchsten Schwermetallbelastungen meistens in der direkten Umgebung alter Hüttenbetriebe gelegen sind (FIEDLER & KLINGER 1996, S.684ff.). Allerdings wurden einige Anteile atmosphärisch emittierter Schwermetalle auch nach dem Verlauf der Hauptwindrichtungen (nordöstlich und südöstlich) abseits der alten Hüttenstandorte um Freiberg verbreitet (RANK et al. 2001, S.17), in deren Richtung auch die Talsperre mit ihrem Einzugsgebiet gelegen ist. Negative Auswirkungen auf Waldwachstum und Gewässergüte sind in Böden der stark belasteten Freiburger Region allerdings nicht nachweisbar, die Pufferkapazitäten scheinen trotz Versauerung für den bisherigen Belastungsgrad auszureichen (FIEDLER & KLINGER 1996, S.690).

Allein durch die aus der Gegenwart von Lagerstätten hervorgehende erhöhte geogene Schwermetallbelastung zeigen sowohl Böden als auch Staugewässer des Erzgebirges überdurchschnittlich hohe Schwermetallgehalte (ULRICH et al. 2000, S.29). Auch in Böden über Graugneisen, wie sie in unmittelbarer Umgebung der TS Klingenberg anstehen, treten durch die vergleichsweise hohen Gehalte einiger Spurenelemente häufig geogene Anreicherungen verschiedener Schwermetalle auf, was durch Gehaltsanstiege beim Übergang der A- zu den B-Horizonten sichtbar werden kann (FIEDLER & KLINGER 1996, S.682ff.).

Durch die häufig erhöhten Schwermetallgehalte umliegender Bodenbereiche und bevorzugte Sedimentation feiner Bodenpartikel, verfügen die Sedimente der TS Klingenberg über relativ hohe Gehalte des As, Cd, Pb und Zn. Hinweise hierauf geben von SCHMIDT et al. (1998, S.18) oder ULRICH et al. (2000, S.29) veröffentlichte Messdaten sowie Untersuchungen von FEST (2013, S.85ff.). Als diffuse Quellen dienen die Abschwemmmassen der belasteten Böden des Umlandes, die atmogen mit Schwermetallen angereichert wurden. Potentielle punktuelle Schwermetallquellen stellen zudem zwischen den Staubecken der TS Lehmühle und TS Klingenberg auftretende, teilweise ehemals bergbaulich genutzte Quarz-Sulfid-Mineralisationen dar, in deren Umgebung Bachsedimente Anreicherungen an Cu, Pb und Zn zeigen (GREIF & KLEMM 2009, S.17, 70ff.).

4. Untersuchungsansatz

Fluviale Schwermetallakkumulationen können grundsätzlich dort erfolgen, wo die Schwebfracht eines Oberflächengewässers bei sinkenden Fließgeschwindigkeiten sedimentiert wird, weshalb besonders Flussauen und Stauwerke als Akkumulationsbereiche von Schwermetallen fungieren (WESTRICH et al. 2000, S.1). Variationen der Wasserspiegel von Fließgewässern, mit denen Mobilitätsänderungen akkumulierter Schwermetalle in Interstitialbereichen einher gehen können, resultieren aus jahreszeitlichen Änderungen (VAN GRIETHUSEN et al. 2005, S.286), episodischen Hoch- und Niedrigwasserereignissen (SCHWARTZ et al. 2003b, S.433; RUPP et al. 2010, S.1444ff.) oder anthropogenen Eingriffen (ULRICH 1998, S.94ff.). Ausmaß und Frequenz der variierenden Wasserstände reichen von saisonalen Änderungen über extreme Hochwasserstände bis zum anthropogen bewirkten, kompletten Herunterfahren des Wasserspiegels.

Die Auswahl von Auenbereichen der unteren Lahn zur Untersuchung der Wirkung von Wasserstands- und Durchfeuchtungsänderungen auf Schwermetallgehalte von Interstitialwässern beruht auf der dort vorliegenden, bereits angesprochenen Gegenwart von überdurchschnittlichen Schwermetallgehalten und stauregulierten Gewässerabschnitten. Der hieraus auf relativ kleinem Raum hervorgehende Wechsel von Ufer- und Flussbereichen mit unterschiedlich variierenden Wasserständen bietet die Möglichkeit, Proben aus in den Staubereichen von Schleusen- und Wehranlagen gelegenen Auenbereichen, mit vergleichsweise geringeren Amplituden von Fluss- und Grundwasseränderungen und aus flussabwärts davon gelegenen Zonen, mit verhältnismäßig größeren Variationen der Wasserspiegel zu entnehmen. Hierdurch kann die Wirkung verschiedener Variationsbreiten und -frequenzen von Wasserstands- und Durchfeuchtungsänderungen auf die gelösten Schwermetallkonzentrationen im Gelände erfasst werden. Die Dokumentation saisonaler und episodischer Änderungen gelöster Schwermetallkonzentrationen erfordert das Anlegen von stationären Messstellen zur kontinuierlichen, regelmäßigen Untersuchung des Interstitialwassers. Weiterhin existieren für Bereiche dieses Untersuchungsgebietes langjährige Messreihen zu hydrologischen Gegebenheiten, die besonders zur Analyse der Interaktion von Boden und Flusswasser geeignet sind und die eigens erhobenen Daten zur Abschätzung zukünftiger Entwicklungen ergänzen können.

Um neben der Wirkung natürlich variierender Durchfeuchtungsverhältnisse auch die Folgen extremer, anthropogen bewirkter Wasserstandsänderungen für die gelösten Schwermetallgehalte von Interstitial- und Oberflächenwässern zu analysieren, werden zusätzlich Staubereiche von Aar (Aartalsperre), Rehbach (TS Driedorf) und Wilder Weißeritz (TS Klingenberg) während ihrer Entleerung untersucht. Durch den Vergleich mehrerer Staukörper können einerseits Kenntnisse zu den Belastungsstadien der darin vorliegenden Sedimente gewonnen werden. Andererseits werden daraus hervorgehende Schwermetallausträge in die abfließenden Gewässer bei unterschiedlichen Altersstadien und Eigenschaften der dabei freigelegten Seesedimente während und nach den Entleerungen erfasst.

Auf die Festlegung der Arbeitsgebiete erfolgt die Bearbeitung der Zielstellungen nach theoretischen und praktischen Ansätzen, aus deren Vereinigung schließlich eine themenspezifische Einschätzung der Schwermetallproblematik innerhalb der Untersuchungsgebiete vorgenommen wird. Vorgehensweise und einzelne Arbeitsschritte sind schematisch in Abbildung 4.1 dargestellt.

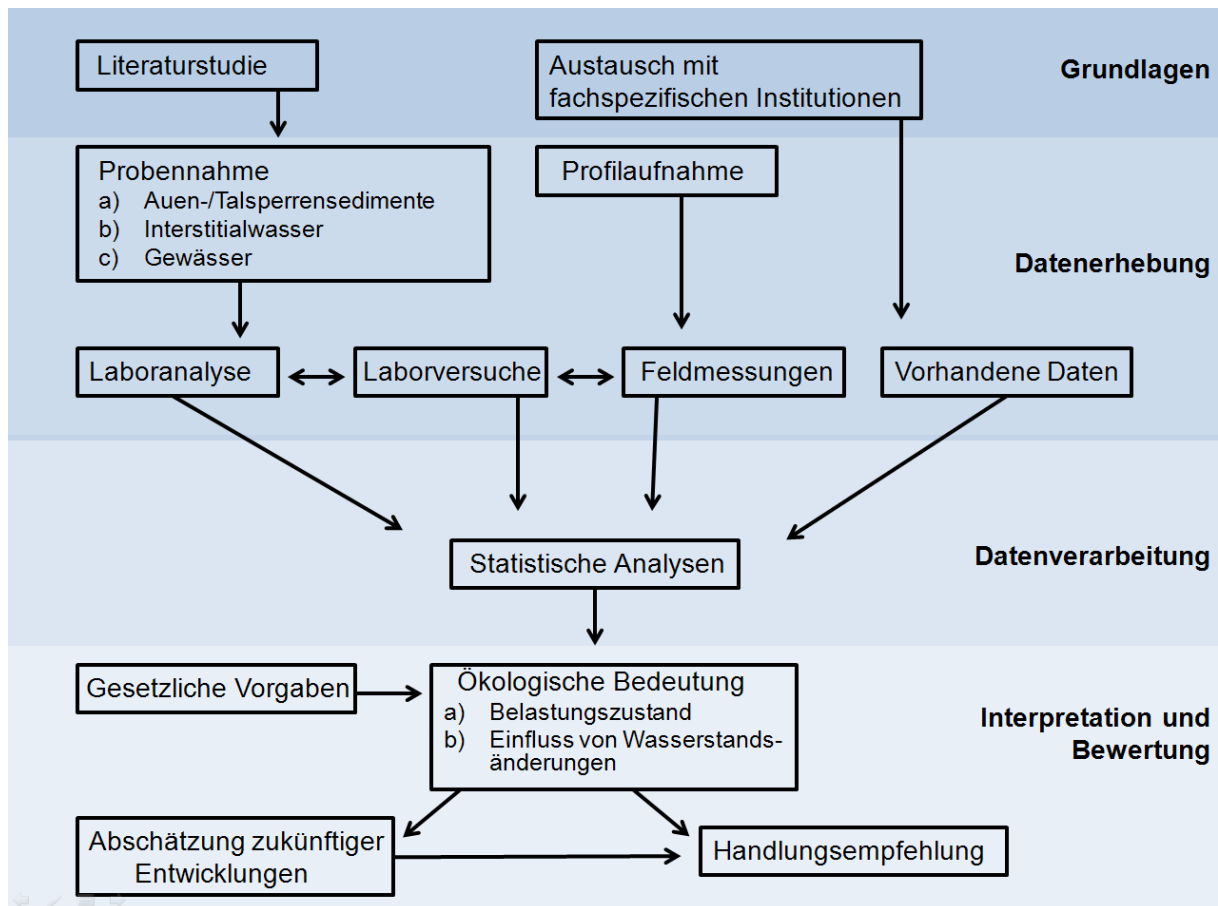


Abbildung 4.1: Schematische Darstellung des Untersuchungsansatzes.

Die benötigte Datengrundlage bildet eine Kombination aus bereits bestehenden Messreihen und eigenen Untersuchungen. Datensätze zu Schwermetallgehalten und hydrologischen Parametern der Lahn werden vom rheinland-pfälzischen Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG) und dem Bundesamt für Gewässerkunde (BAfG) bezogen. Eigene Messungen werden zur Umsetzung der Zielvorgaben an einmalig entnommenen Proben von Bodensubstraten und Talsperrensedimenten sowie regelmäßig entnommenen Interstitial- und Oberflächenwässern vorgenommen (Tab. 4.1).

Probenart	Hintergrund
Substrat (Boden, Talsperrensediment)	Ermittlung von königswasserlöslichen Schwermetallgehalten und relevanten bodenphysikalischen Eigenschaften.
Bodenlösung	Bestimmung von Gehalten und Variationen der mobilen Schwermetallfraktionen sowie pH-Wert, Redoxpotential, elektrische Leitfähigkeit und DOC-Konzentrationen.
Oberflächenwasser	Erfassung der gelösten Schwermetallfracht und gewässerspezifischer Eigenschaften (Temperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit).

Tabelle 4.1: Hintergrund der verschiedenen Probennahmen.

Im Fokus der untersuchten Spurenelemente stehen die Schwermetalle Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb und Zn sowie das Halbmetall As, da diese Elemente teilweise verschiedene Verhaltensweisen während Durchfeuchtungsänderungen erwarten lassen und vermutlich auch in einigen der Untersuchungsgebiete in

überdurchschnittlich hohen Konzentrationen auftreten. Die Ermittlung der königswasserlöslichen Schwermetallgehalte von Auenböden und Talsperrensedimenten dient der Einschätzung vorliegender Schwermetallmengen und gegenwärtiger Belastungssituationen. Besonders zu den Untersuchungsgebieten „Untere Lahn“ und „Wilde Weißeritz“ existieren bereits fundierte Kenntnisse zu königswasserlöslichen Schwermetallkonzentrationen. Die Datenlage zur mobilen Fraktion ist jedoch wesentlich weniger umfangreich, weshalb deren Analyse einen wichtigen Bestandteil der Risikobewertung in allen Untersuchungsgebieten darstellt. Regelmäßige Geländeuntersuchungen und Entnahmen der Bodenlösung bilden zudem das Fundament zur Untersuchung der Wirkung von Wasserstands- und Durchfeuchtungsänderungen auf das Mobilitätsverhalten von Schwermetallen.

Die Geländearbeit umfasst einmalige Profilaufnahmen und regelmäßige Messungen von Grundwasserständen sowie von Temperatur und Bodenfeuchte oberer Bodenbereiche. Die regelmäßigen Analysen von Interstitialwässern ermöglichen die Feststellung von Anteilsverhältnissen und Variationen der mobilen Schwermetallfraktion sowie gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) und gewährleisten die Feststellung wichtiger Parameter wie Redoxpotential, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit im Gelände. Grundlegende Kenntnisse über Schwermetallsorbenten und wichtige Einflussgrößen der Bodenfeuchte stellen die Laborbestimmungen physikalischer Substrateigenschaften wie Glühverlust, Korngrößenverteilung und kf-Wert dar. Die Untersuchung der Schwermetallkonzentrationen und spezifischen Eigenschaften von nahe gelegenen Fließgewässerbereichen dient letztendlich der Erkennung gegenwärtiger Belastungssituationen, der darauf erfolgenden Einflussnahme von Wasserstandsänderungen und möglicher Interaktionen mit den untersuchten Interstitialwässern.

Besonders trockene Verhältnisse können die Entnahme von Bodenlösungen im Gelände erschweren. Zudem erscheint der veranschlagte Untersuchungszeitraum von 2 Jahren zur Abschätzung zukünftiger Änderungen von Wasserständen, Durchfeuchtung und der dadurch ermöglichten Beeinflussung der gelösten Schwermetallfraktion als relativ knapp, weshalb die Geländemessungen durch einen Laborversuch ergänzt werden. Dies ermöglicht die Simulation extremer Feuchteänderungen in relativ kurzer Zeit, zudem können einzelne Parameter besser nach ihrer Wirkung auf das Mobilitätsverhalten von Schwermetallen erfasst werden, was während Geländeuntersuchungen meist durch das komplexe Zusammenwirken zahlreicher Faktoren erheblich erschwert wird (DU LAING et al. 2009c, S.2920). Die möglicherweise mit dem Klimawandel einher gehenden Änderungen der mobilen Schwermetallgehalte sollten theoretisch aus verstärkten saisonalen sowie episodischen Redoxänderungen oder gleichermaßen variierenden Salzgehalten (SCHÖNEMANN et al. 2008, S.20) hervorgehen. Da der Umfang von Redoxänderungen sehr stark von zahlreichen Bodeneigenschaften beeinflusst wird, die sich auf kleinstem Raum unterscheiden können, ist eine repräsentative Einschätzung dieser Steuerungsgröße für zukünftige Zeiträume kaum durchführbar. Dementsprechend wird die Beeinflussung gelöster Schwermetallgehalte durch das Zusammenspiel von variierenden Feuchtegehalten und elektrischer Leitfähigkeit untersucht. Die elektrische Leitfähigkeit liefert Aussagen zu Salzgehalten der Bodenlösung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.403), wodurch bestimmte Schwermetalle nach den in Kapitel 2.1.2 angeführten Prozessen durch unter abnehmenden Bodenfeuchten zunehmenden Salzgehalten verstärkt freigesetzt werden können. Durch die Verwendung von aus Auen der unteren Lahn entnommenen

Probenmaterialien sollte zumindest für Bodenbereiche dieses Arbeitsgebietes eine ausreichende Repräsentativität gewährleistet werden. Da zukünftige Änderungen der elektrischen Leitfähigkeit in Kapillar- oder Grundwasserbereichen kaum abgeschätzt werden können, werden die Laborversuche auf hiervon weitgehend unbeeinflusste Oberböden beschränkt.

Eine statistische Bearbeitung sichert die Aussagekraft der erhobenen Daten und gewährleistet die Vergleichbarkeit mit thematisch ähnlichen Studien und gesetzlichen Vorgaben. Ziele der Untersuchungen sind schließlich eine Überprüfung der aufgestellten Hypothesen, eine Risikoeinschätzung der Schwermetallkonzentrationen in den Untersuchungsgebieten, die Abschätzung zukünftiger Entwicklungen und, wenn erforderlich, eine Erstellung entsprechender Handlungsempfehlungen.

5. Methoden

Die Grundlage der Arbeit bilden Literaturstudien und Geländeerkundungen, mit deren Hilfe die verschiedenen Arbeitsgebiete und darin gelegenen Untersuchungslokalitäten festgesetzt wurden. Die zur Bearbeitung der Zielstellungen erforderlichen Analysen basieren auf der Entnahme verschiedener Wasser- und Substratproben, deren weitere Verwendung zur Durchführung von Gelände- und Labormessungen schematisch in Abbildung 5.1 dargestellt ist.

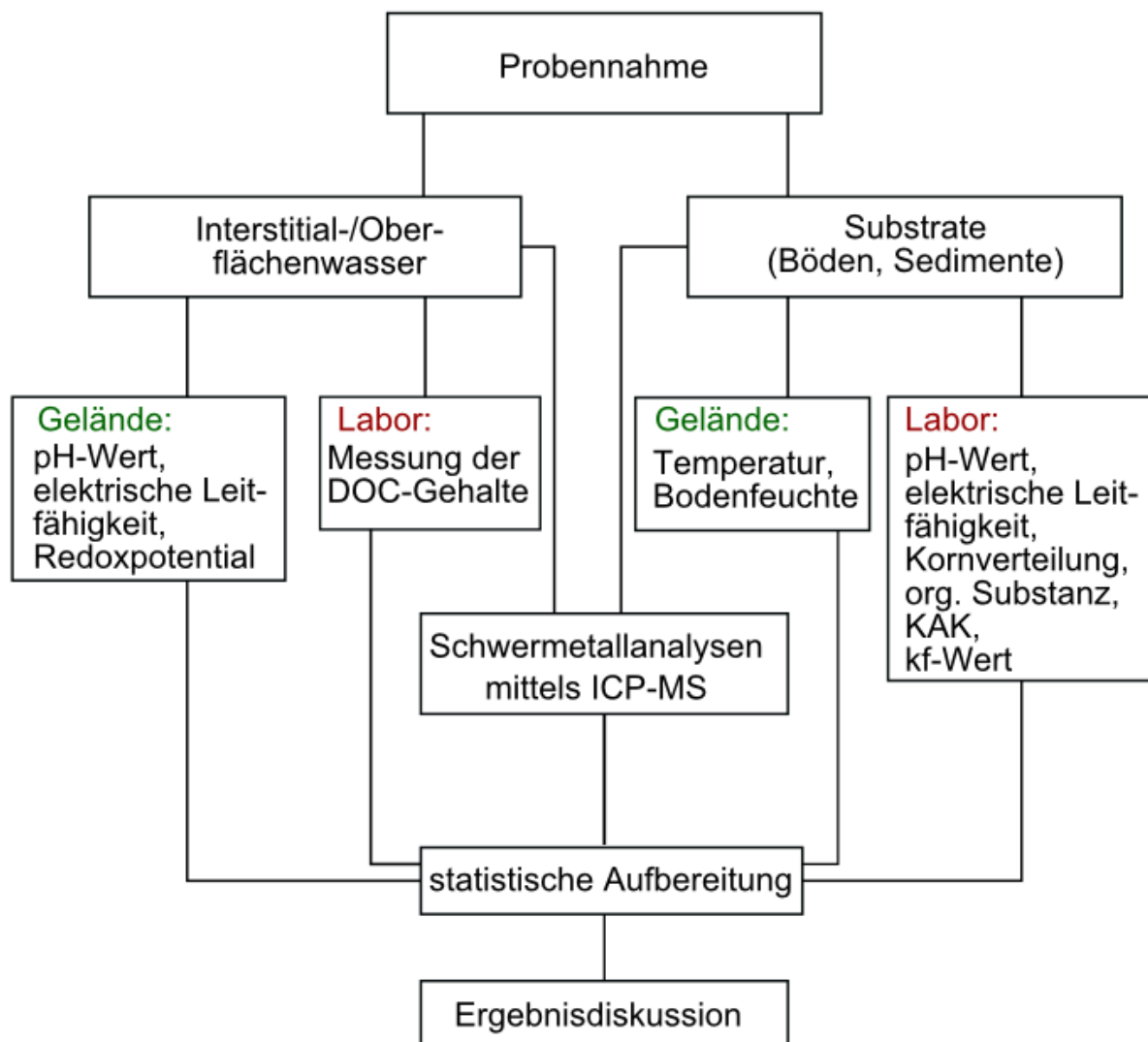


Abbildung 5.1: Schematische Darstellung der methodischen Untersuchung entnommener Wasser- und Substratproben.

5.1 Geländeuntersuchungen

Zur Gewinnung eigener Daten waren umfangreiche Geländeuntersuchungen erforderlich, deren Durchführung und Untersuchungsdauer stark von den jeweiligen Untersuchungsgebieten abhängig war. Zur Produktion vergleichbarer Daten wurde versucht die Datenerhebung in allen Gebieten auf gleiche Weise durchzuführen.

5.1.1 Geländeerkundung

Zur Untersuchung fluvialer Wasserstandsänderungen im Naturraum der unteren Lahn wurden drei verschiedene Lokalitäten mit insgesamt vier Messpunkten ausgewählt. Dabei handelt es sich um eine oberhalb („Miellen“) und zwei unterhalb von Staustufen gelegene Untersuchungsflächen („Fachbach“, „Friedrichsseggen“), bei denen deutliche Differenzen in Fluss- und Grundwasserführung, sowie als Folge vergangener Bergbautätigkeiten erhöhte Gehalte an Schwermetallen zu erwarten waren. Da versucht wurde, sowohl episodische als auch saisonale Variationen gelöster Schwermetallanteile zu erfassen, wurden die Entnahmestellen des Interstitialwassers in den Flussauen dort angelegt, wo durch variierende Fluss- und Grundwasserspiegel innerhalb der oberen 60 cm Boden deutliche saisonale Änderungen der Bodenfeuchte zu erwarten waren. Während in allen Lokalitäten je ein Untersuchungsprofil in ähnlicher Distanz zum Gerinne der Lahn angelegt wurde, wurde in „Fachbach“ ein zweites Profil in etwas größerer Distanz zum Gewässer bearbeitet.

Die Auswahl der untersuchten Talsperren war aufgrund der relativ seltenen Entleerungen von Staubecken begrenzt. Die Beschränkung der Untersuchungsräume auf die in dieser Arbeit dargestellten Staukörper ermöglichte allerdings den Vergleich von über verschieden lange Zeiträume hinweg entleerten Talsperren. So standen mit der Aartalsperre und der TS Driedorf Staubereiche zur Verfügung, deren Entleerung unmittelbar mit den Geländeuntersuchungen einher ging. Mit der TS Klingenberg lag hingegen ein Sperrwerk vor, das bereits eine längere anhaltende Entleerung erfahren hatte. Die für die verschiedenen Staubereiche anzunehmenden Unterschiede von Schwermetallstatus, Sedimenteigenschaften oder Gewässerchemismus wiederum bieten einerseits die Möglichkeit zur Rückverfolgung der Wirkung verschiedener Milieus und unterschiedlicher Belastungsstadien auf das Mobilitätsverhalten der Schwermetalle, andererseits spricht das dortige Auftreten ähnlicher Prozesse für eine leichtere Verallgemeinerung der Erkenntnisse als es bei ähnlichen Untersuchungsgebieten der Fall wäre.

5.1.2 Vorgehensweise der Probennahme

Zur Erfassung von Gesamtbelastungen und den in Abhängigkeit vom Wasserstand variierenden mobilen Schwermetallanteilen wurden die geplanten Untersuchungen an Substraten und den damit in Interaktion stehenden Interstitial- und Oberflächenwässern durchgeführt. Da je nach Untersuchungsgebiet saisonale oder episodische Wasserstandsänderungen nach ihrer Wirkung auf die Schwermetallmobilität untersucht wurden, unterscheiden sich die Zeiträume der Probennahmephasen.

Proben	Entnahmeart
Interstitialwasser	<ul style="list-style-type: none"> - Auenbereiche der unteren Lahn: ein-/mehrmalige Beprobung je Monat (Juli 2011- September 2013) - Aartalsperre: sechsmalige Entnahme (1. bis 4. Woche nach der Entleerung) - Talsperre Driedorf: dreimalige Entnahme (1. bis 8. Woche nach der Entleerung) - Talsperre Klingenberg: einmalige Entnahme (nach 1½-jähriger Entleerung)
Sediment	<ul style="list-style-type: none"> - Gestörte Proben - Bohrkern (TS Klingenberg) - Stechzylinder
Oberflächenwasser	- auf 0,45 µm filtrierte Proben

Tabelle 5.1: Darstellung der entnommenen Proben und ihrer Entnahmeart.

Substrat

Substratproben wurden in allen Untersuchungsräumen einmalig entnommen. Zur Untersuchung der Schwermetallgehalte und zur Gewährleistung einer ausreichenden Repräsentativität der Messergebnisse wurden in den die Untersuchungsprofile umgebenden Auebereichen transsektartig Mischproben mittels Pürckhauer aus verschiedenen Bodentiefen gezogen (Abb. 6.1.5.1). Den angelegten Schürfgruben wurden gestörte Substratproben aus den Entnahmetiefen der Interstitialwässer (5-10 cm, 25-35 cm, 50-60 cm Tiefe) entnommen.

Die Analysen zu Substrateigenschaften der Talsperrensedimente basieren ebenfalls auf entlang von Transsekten aus verschiedenen Tiefenstufen entnommenen, gestörten Bodenproben. An Standorten mit genügend Feuchtigkeit und günstiger Textur erfolgte hier die Entnahme mittels eines Moorbohrers aus Edelstahl, in trockeneren Böden erfolgte die Entnahme mittels Spaten.

Vor Ort wurden die frisch entnommenen Proben in PE-Tüten eingepackt und bis zu ihrer Trocknung aufbewahrt. Zur Bestimmung von kf-Wert und Porenvolumen wurden an den Entnahmestellen der Interstitialwässer zusätzlich ungestörte Boden- oder Sedimentproben mittels Stechzylinder (100cm³ Volumen, 3 Stück je Tiefenstufe) gewonnen.

Interstitialwasser

Zur Beurteilung der direkt bioverfügbaren Anteile von Schwermetallen wurden den untersuchten Profilen Interstitialwasserproben entnommen, deren Gehalte der mobilen Schwermetallfraktion gleichgesetzt werden können (STRUMPF & REICHMUTH 2009, S.44). Interstitialwasser wurde aus Substrat und Boden mit Hilfe von Saugpipetten gewonnen, die speziell zur Analyse von Spurenelementen aus nicht adsorbierendem Kunststoff angefertigt wurden.

Zur regelmäßigen *in-situ* Probennahme, wie sie in Bereichen von unterer Lahn, Aartalsperre und TS Driedorf erfolgten, wurden stationäre Pipetten (Macro Rhizon, Fa. Rhizosphere Research Products, Wageningen/Niederlande) verwendet, die mit ca. 45° Neigung in verschiedenen Bodentiefen angebracht und regelmäßig beprobt wurden. Im Falle der TS Klingenberg wurde aufgrund der nur einmaligen Beprobung auf die Installation von stationären Pipetten verzichtet. Stattdessen erfolgte hier die Gewinnung des Interstitialwassers aus PVC-Bohrkernen, die im Gelände direkt nach deren Entnahme mittels hierfür entwickelter Pipetten (Rhizon CSS, Fa. Rhizosphere Research Products, Wageningen/Niederlande) erfolgte. Die Bohrkernentnahme

erfolgte durch PVC-Rohre, die in 50 cm Tiefe ins Sediment eingebracht, soweit vorhanden mit anstehender Wassersäule des Oberflächenwassers entnommen und anschließend luftdicht verschlossen wurden. Beide Modelle der Probennehmer besitzen eine Mikrofiltrationsmembran mit einer Porengröße von 0,15-0,2 µm, wodurch das Porenwasser bereits während der Entnahme zur Elementmessung vorgefiltert wird. Das dazu nötige Vakuum wurde mit aufgezogenen PE-Spritzen erzeugt, die zwischen den Entnahmen regelmäßig mit 10%iger HNO₃ gewaschen wurden.

Da einige Parameter, wie beispielsweise die Redoxverhältnisse eines Bodens, kleinräumig stark variieren können (VAN DEN BERG et al. 1998b, S.377), erfolgte die Entnahme aus jeder beprobten Tiefenstufe mit mindestens 3 Pipetten. Die frisch gewonnenen Einzelproben wurden anschließend zu einer Mischprobe in PE-Flaschen vereinigt, nach abgeschlossener Durchführung der Geländemessungen im Verhältnis 1:100 mit Salpetersäure (HNO₃) versetzt und gemäß DIN EN ISO 5667-3 (2004) bei -18°C bis zur Analyse eingefroren.

Oberflächenwasser

Um etwaige Interaktionen der gelösten Schwermetallfracht von Interstitialwässern und Fließgewässern zu erfassen, wurde parallel zur Bodenlösung das nahe den Untersuchungspunkten passierende Oberflächenwasser analysiert. In den Auenbereichen erfolgte die Entnahme von Wasserproben unmittelbar neben jedem der Untersuchungsprofile, in den Umgebungen der Talsperren wenn möglich oberhalb, sonst innerhalb und unterhalb der Staubecken. Die Entnahme der Wasserproben wurde mittels PE-Spritzen in ca. 10 cm Tiefe am Gewässerrand vorgenommen. Obwohl der Übergang zwischen gelöster und partikulärer Phase fließend erfolgt, wird normalerweise die Fraktion 0,45 µm als Grenze von der gelösten zur ungelösten Fracht angesehen (ULRICH 1998, S.3). Entsprechend wurden die entnommenen Wasserproben zur Messung der gelösten Fraktion mittels Spritzenvorsatzfilter (Minisart NML, Celluloseacetat-Membran, Fa. Sartorius/Göttingen) noch im Gelände auf 0,45 µm filtriert, anschließend im Verhältnis 1:100 mit Salpetersäure (HNO₃) angesäuert und in PE-Flaschen bis zu ihrer Analyse bei -18°C eingefroren.

5.1.3 Profilaufnahmen

Um Eigenschaften der Untersuchungsprofile charakterisieren zu können, wurden diese fotografisch festgehalten und nach AG BODEN (2005) dokumentiert. Da sich das Anlegen von Schürfgruben in den abgelassenen Staubereichen aufgrund der hohen Grundwasserspiegel und der starken Plastizität der Substrates relativ problematisch gestaltete, erfolgte hier die Dokumentation durch mittels Moorbohrer entnommene semi-gestörte Proben, kleinräumige Spatenanstiche und Bohrkerne.

5.1.4 Geländemessungen

Sauerstoffkontakt oder Temperaturänderungen können wichtige Parameter von Wasserproben beeinflussen. Um eine mögliche Verfälschung der Messergebnisse durch Änderungen dieser Parameter während des Transports zu verhindern, wurden die elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und Redoxpotential gleich nach der Gewinnung des Interstitialwassers mittels Elektroden und Handmessgeräten am Ort der

Probenentnahme ermittelt. Die Elektroden wurden regelmäßig vor ihren Einsätzen kalibriert.

Zur Erfassung von Durchfeuchtung und Temperaturverhältnissen der Untersuchungsorte wurden volumetrische Bodenfeuchte (10 cm Tiefe) und Bodentemperatur (10 cm und 30 cm Tiefe) während jeder Probennahme bestimmt.

Handmessgerät	Elektroden	Parameter
Multiline P4, (Fa. WTW)	Tetra Con 325, Fa. WTW Sen Tix Orp, Fa. WTW	Elektr. Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) Redoxpotential (mV)
pH 90, (Fa. WTW)	Sen Tix 2, Fa. WTW	pH-Wert
HH2, (Fa. Delta-T Devices)	Theta Probe ML2	Bodenfeuchte (Vol.%)
GTH 175/Pt (Fa. Greisinger)	Pt 1000	Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)

Tabelle 5.2: Im Rahmen der Geländemessungen verwendete Messgeräte.

Zur Messung des Grundwasserstandes der Auenbereiche wurde je Messpunkt ein Pegelrohr installiert. Hierzu wurde ein PVC-Rohr verwendet, das um den Durchgang von Wasserbewegungen zu gewährleisten, an seinen Seitenflächen eingesägt und auf ca. 1,5 m in ein zuvor angelegtes Bohrloch abgeteuft wurde. Die Pegelrohre wurden mit PVC-Deckeln abgedeckt, die Seitenbereiche der Bohrlöcher, um ein Nachrieseln von Regenwasser zu unterbinden, mit dem Aushubmaterial verschlossen. Die Messung des Grundwasserflurabstandes erfolgte mittels Zollstock, an dem ein dünner Kunstoffschlauch befestigt wurde. Hierein wurde beim Absenken des Zollstocks in das Pegelrohr Luft geblasen, durch ein beginnendes „Blubbern“ bei Wasserkontakt konnte der Grundwasserstand zentimetergenau an der Skala des Zollstocks abgelesen werden.

5.2 Laboranalysen

Ergänzend zu den Geländemessungen wurden an Wasser- und Substratproben verschiedene Laboruntersuchungen an Parametern durchgeführt, deren Eigenschaften bei fachgemäßer Aufbewahrung und Bearbeitung der Proben weitgehend unbeeinflusst verbleiben.

5.2.1 Allgemeine Vorbereitung der Sediment- und Bodenproben

Die gestörten Proben wurden nach ihrer Entnahme in zwei verschiedene Probetüten zu ungefähr gleichen Anteilen aufgeteilt. Eine Hälfte wurde im Trockenschrank bei 105°C getrocknet, während der andere Probenteil über mehrere Wochen hinweg luftgetrocknet wurde. Die trockenen Proben wurden in einem Porzellanmörser homogenisiert und auf >2 mm abgesiebt. Der Anteil an Grobboden (>2 mm) wurde verworfen.

5.2.2 Organische Substanz

Die Anteile organischer Substanzen wurden durch die Bestimmung des Glühverlustes gemäß DIN EN 12879 (2001) berechnet. Hierzu wurden 5 g je Probe über 24 Stunden bei 105°C getrocknet und nach Abkühlung im Exsikkator eingewogen. Anschließend erfolgte das Glühen der Proben über 2 Stunden bei

550°C. Nach erneutem Abkühlen und Auswiegen wurden die prozentualen Anteile der organischen Substanz aus der Gewichts Differenz beider Einwaagen errechnet.

5.2.3 pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit

Der pH-Wert wird als negativer dekadischer Logarithmus der H^+ -Ionenkonzentration einer wässrigen Lösung definiert (KUNTZE et al. 1994, S.122) und kann in großem Umfang das Mobilitätsverhalten von Schwermetallen beeinflussen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.369). Von der Leitfähigkeit hingegen kann auf den ökologisch wirksamen Salzgehalt einer Suspension rückgeschlossen werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.403). Dessen Variationen im Bodenwasser können als Indikator für Infiltrations- und Verdünnungsprozesse verwendet werden (ELSPASS 1988, S.28).

Wie in Kapitel 5.1.4 beschrieben wurden pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit der Bodenwasserproben mit Stabelektroden im Gelände bestimmt. PH-Wert und elektrische Leitfähigkeit der Substratproben wurden hingegen im Labor ermittelt. Diese wurden dazu gemäß DIN ISO 10390 zu 15 g Feinboden eingewogen, mit 75ml Aqua dest. versetzt und mit einem Magnetrührer viermal über 2-3 Minuten, unterbrochen von jeweils 12 Minuten Pause, aufgerührt. Die anschließende Messung von pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit erfolgte mittels gleicher Stabelektroden und Handmessgeräte (Tab. 5.2). Zusätzlich erfolgte eine weitere pH-Messung unter der Zugabe von KCL in die Probenlösung. Hierdurch werden verstärkt H^+ -Ionen von negativ geladenen Oberflächen der Bodenpartikel verdrängt, wodurch der daraus hervorgehende pH-Wert in der Regel den in Aqua dest. ermittelten Messwert unterschreitet, allerdings werden hierdurch jahreszeitliche Variationen des pH-Wertes besser unterdrückt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.135). Hierzu wurde den Lösungen je Probe eine Spatelspitze KCL zugesetzt, nach 24 Stunden Reaktionszeit und erneutem Aufrühren erfolgte die Bestimmung des pH-Wertes.

5.2.4 Textur

Die Bestimmung der Korngrößenverteilung erfolgte gemäß DIN ISO 11277 (2002) mittels Nasssiebung und Pipettanalyse nach KÖHN (1929). Dazu wurden 10 g lutro Feinerde auf 0,01 g genau eingewogen. Anschließend wurden die organischen Bestandteile der Proben durch Kochen in 30%iger H_2O_2 zerstört. Nach einer Überführung der Proben in Glaszylinder (1000ml) und Zugabe von Aqua dest. wurden 25ml 0,2n- $Na_4P_2O_7$ als Dispergierungsmittel hinzugefügt, zu dessen Einwirkung die Zylinder über Nacht stehen gelassen wurden. Die Korngrößenfraktionen $>0,063$ mm wurden an den Folgetagen nach 2-minütigem Aufrühren in Porzellantiegel pipettiert. Die verschiedenen Sandfraktionen wurden aus den Rückständen der Glaszylinder mittels 30-minütiger Nasssiebung voneinander getrennt. Die Berechnung der Kornfraktionen erfolgte nach anschließendem Trocknen und Wiegen der in den Tiegeln und Sieben gewonnenen Kornfraktionen.

5.2.5 Austauschbare Kationen

Positiv geladene Spurenelemente können an die negativ geladenen Oberflächen von Tonmineralen, Metalloxiden oder organischen Verbindungen gebunden werden. Die Gesamtheit solcher Sorptionsplätze ist äquivalent zu der Summe austauschbarer Kationen im Boden, die durch die Kationenaustauschkapazität (KAK) in mmol/kg ausgedrückt wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.110). Eine hohe KAK reduziert daher die Schwermetallmobilität und -verfügbarkeit und steigert die Kationenretention (DU LAING et al. 2009a, S.3974).

Da die austauschbaren Kationen eines Bodens in saure (H^+ sowie durch Hydrolyse H^+ -freisetzende Ionen wie Al) und basische Kationen (S = Metallkationen und NH_4) unterteilt werden, gibt besonders der S-Wert Aufschluss über die Bindungskapazitäten kationischer Nähr- und Schadstoffe in Böden (SCHLICHTING et al. 1995, S.121). Zur Bestimmung des S-Wertes nach KAPPEN (In: SCHACHTSCHABEL 1951, S.9) wurden je Probe 10 g lutro Feinerde mit 50 ml 1:10 verdünnter HCL versetzt und in einer PE-Flasche über eine Stunde hinweg in einer Schüttelmaschine geschüttelt. Nach anschließender Filtration der Probenlösung wurden davon 25 ml mit 3 Tropfen Methylrotlösung versetzt und mit 1:10 verdünnter Natronlauge (NaOH) bis zur Entstehung einer für einige Minuten verbleibenden Rotfärbung titriert. Die Menge der dabei verbrauchten Natronlauge wurde vermerkt. Anschließend wurden 25 ml der verdünnten HCL ohne Bodenzusatz mit Natronlauge titriert. Aus der Differenz beider Titrationsergebnisse geht die Menge der durch das Bodenmaterial neutralisierten HCL hervor. Die Differenz wurde anschließend mit 4 multipliziert, um den Verbrauch je 100 ml zu bestimmen, das daraus hervorgehende Ergebnis wurde auf einen 1000 g Bodenmaterial entsprechenden Messwert hochgerechnet.

5.2.6 Wasserleitfähigkeit

Zur Einschätzung der stofflichen Verlagerung durch Wasserbewegungen im Porenraum eines Substrates liefert die Bestimmung der Wasserleitfähigkeit (= kf-Wert) eine wichtige Kenngröße. Der kf-Wert wurde im Labor als gesättigte Wasserleitfähigkeit nach SCHLICHTING et al. (1995, S.108ff.) bestimmt. Dazu wurden mittels Stechzylinder entnommene Substratproben in Halterungen befestigt, in ein Wasserbad eingesetzt und mit Wasser gefüllt, um einen wassergesättigten Zustand des Porenraumes zu erreichen. Nachdem sich ein Gleichgewicht in der Wasserbewegung der Stechzylinder etablieren konnte, wurden zur Messung des kf-Wertes in cm/min über den Stechzylindern gelegene Rohrenden mit Wasser gefüllt. Anschließend wurden die Höhen des Wasserspiegels in den Rohrfassungen zu Beginn, nach 5 und nach 10 Minuten gemessen. Von der Zeit, in der das Wasser durch die Stechzylinderprobe versickern konnte, kann auf die Permeabilität der Substrate rückgeschlossen werden. Um etwaigen Fehlern vorzubeugen, wurde dieser Vorgang dreimal je Probe wiederholt.

5.2.7 Porenvolumen

Das Porenvolumen (PV) bezeichnet die volumetrische Größe des Porenraumes eines Bodens oder Sediments (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.163). Es kann aus Lagerungsdichte und spezifischem Gewicht eines Substrates errechnet werden (HARTGE u. HORN 1992, S. 67):

$$PV = 100 - \frac{V_t * 100}{S}$$

V_t = Volumentrockengewicht; ergibt sich aus dem Quotienten von Gewicht des gewachsenen Bodens (g) und Volumen des gewachsenen Bodens.

S = spezifisches Gewicht; ergibt sich aus dem Quotienten von Gewicht des trockenen Bodens (g) und Substanzvolumen (= Volumen des trockenen Bodens ohne Hohlräume).

Für die dazu benötigte Bestimmung des Substanzvolumens wurden 20 g lutro Feinerde in einen 50 ml Messkolben gefüllt. Diese wird mit Methanol aus einer 50 ml Bürette bis auf 50 ml aufgefüllt, die übrig bleibende Menge an Methanol entspricht dem Substanzvolumen (LESER 1977, S.254).

Das Volumentrockengewicht wurde durch Stechzylinderproben (100cm³) ermittelt, die vor und nach dem Trocknen im Trockenschrank bei 105°C gewogen wurden.

5.2.8 Bestimmung des gelösten organischen Kohlenstoffs

Da die entnommenen Bodenlösungen auf ihrem Weg durch die verwendeten Probennehmer eine Filtrationsmembran mit einer Porengröße von 0,15–0,2 µm durchlaufen, werden die angesaugten Wässer bereits während ihrer Entnahme filtriert. Hierdurch werden lediglich die bei Größen <0,45 µm als gelöst definierten (ZSOLNAY 2003, S.188) organischen Verbindungen (dissolved organic carbon = DOC) entnommen, also diejenige Fraktion des organischen Kohlenstoffs, die durch die Bildung metallorganischer Komplexe bestimmte Elemente eines Bodens oder Sediments mobilisieren kann.

Durch die Ansäuerung der Interstitialwässer mit HNO₃ (1:100) wurde inorganischer Kohlenstoff ausgetrieben. Die Proben wurden anschließend bis zur Messung der DOC-Konzentrationen an der Naturwissenschaftlichen Fakultät III der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg eingefroren. Geringe Probenmengen wurden gegebenenfalls mit bidestilliertem Wasser verdünnt. Die Messung erfolgte in einem TOC-Analysator (Shimadzu Corp., Kyoto, Japan, Model TOC-Vcpn) durch Veraschung der Proben bei 720° C und die anschließende Messung des hierbei freigesetzten CO₂.

5.2.9 Bestimmung der Schwermetallgehalte

Die Messung der Schwermetallgehalte erfolgte im Fall der Sediment- und Bodenproben mittels Königswasserextraktion³. Hierbei wird das Probenmaterial nicht vollständig aufgelöst, jedoch werden die langfristig nachlieferbaren Elemente aus den Substraten freigesetzt. Entsprechend werden die darin ermittelten Konzentrationen auch als Pseudototalgehalte bezeichnet.

Die Anfertigung der Extraktionen orientierte sich an den Vorgaben der DIN ISO 11466 (1995), allerdings wurde auf die Verwendung von Rückflusskühlern verzichtet

³ Um die Belastungssituation nahe des Profils „Mi“ mit gesetzlichen Vorgaben zu vergleichen, wurden die Mischproben dieses Auenbereiches zusätzlich gemäß DIN ISO 19730 mit Ammoniumnitrat extrahiert und gemessen. Diese „Sonderuntersuchungen“ wurden aufgrund der andersartigen Nutzung dieses Uferabschnittes durchgeführt.

und die Erlenmeyerkolben mit Uhrgläsern abgedeckt. Je Probe wurde 1 g Probenmaterial mit einem Gemisch aus 15 ml HCL (Salzsäure) und 5 ml HNO₃ (Salpetersäure) über Nacht eingeweicht und am Folgetag über 2 Stunden in den abgedeckten Erlenmeyerkolben gekocht. Zur weiteren Analyse wurden die Extrakte filtriert und mit destilliertem Wasser so weit verdünnt, bis die darin vorliegenden Elementkonzentrationen innerhalb der Eichungsreihe des anschließend verwendeten Messgerätes gelegen waren.

Die Gehalte von Schwermetallen und Erdalkaliionen erfolgte an Interstitialwässern nach entsprechender Verdünnung der Proben, im Fall der Oberflächenwässer nach erfolgter Filtration <0,45 µm.

Die Bestimmung der Elementkonzentrationen erfolgte mittels ICP-MS (Fa. Thermo Fisher, X-Series 2), der Erfassungsbereich der zur Eichung verwendeten Standardlösungen ist in Tabelle 5.3. aufgelistet.

As (ppb)	Cd (ppb)	Cr (ppb)	Cu (ppb)	Fe (ppm)	Mn (ppm)	Ni (ppb)	Pb (ppb)	Zn (ppb)
0,1 -100	0,025-25	0,1-100	0,1-100	0,5-50	1,0-10	0,1-100	0,1-100	0,1-100

Ca (ppb)	Mg (ppb)	Na (ppb)	K (ppb)
50 -200	10-50	50-200	50-200

Tabelle 5.3: Erfassungsbereiche der zur Eichung verwendeten Element-Standardlösungen.

5.2.10 Laborversuch

Da während trockener Verhältnisse die Entnahme von Interstitialwässern im Gelände erschwert wird, gleichzeitig aber durch eine abnehmende Verdünnung und steigende Salzgehalte Konzentrationszunahmen einiger gelöster Spurenelemente anzunehmen sind, wurde ergänzend zu den Geländeerhebungen ein Laborversuch durchgeführt. Hierbei wurde versucht die Spannweiten von Konzentrationsänderungen der untersuchten Schwermetalle während abnehmender Bodenfeuchte zu erfassen.

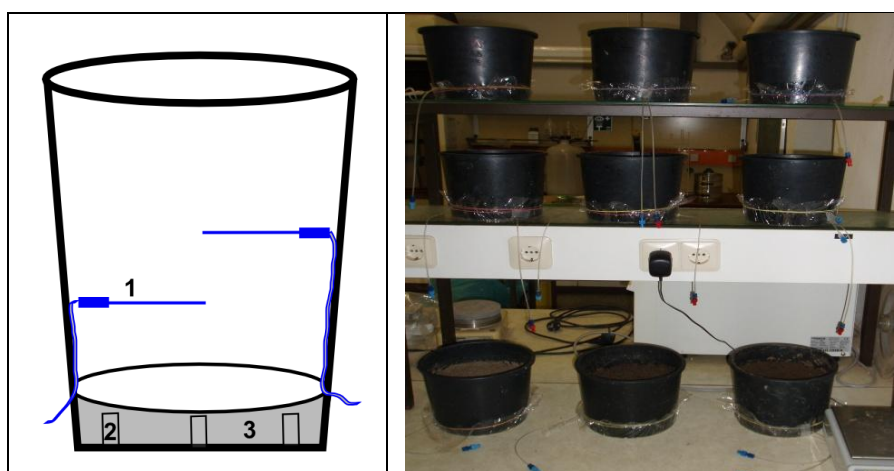


Abbildung 5.2: Skizze und Foto der Probenbehälter.
1 = Probennehmer; 2 = Öffnung; 3 = Geotextil.

Pro Uferabschnitt wurden 3 PVC-Behälter (20x16 cm) mit dem feldfeuchten, aus 0-15 cm Tiefe entnommenen Bodenmaterial der Profile gefüllt. Die PVC-Töpfe waren so beschaffen, dass an ihren unteren Seitenflächen Öffnungen angebracht waren,

was das Ein- und Ausdringen von Wasser in die Bodenprobe ermöglichte. Nach dem Einbringen des Bodenmaterials wurde dieses bis zum Erreichen der Feldkapazität mit Aqua dest. befeuchtet. Um ein Ausspülen der Substrate zu unterbinden, wurden zuvor die seitlichen Öffnungen der Töpfe mit Geotextil verschlossen. Anschließend wurden sie bei durchschnittlich $20(\pm 2)^{\circ}\text{C}$ Raumtemperatur unter trockenen Bedingungen verwahrt, so dass eine langsame Abnahme der Bodenfeuchte einsetzte. Die dabei vorgenommene Untersuchung der Bodenlösung wurde nach gleicher Vorgehensweise durchgeführt wie im Gelände: So erfolgte eine Entnahme von Porenwässern (Macro Rhizon, Fa. Rizosphere Research Products, Wageningen/Niederlande), eine direkte Feststellung von pH-Wert, Redoxpotential und elektrischer Leitfähigkeit (Tab. 5.2) sowie eine Aufbewahrung der mit HNO_3 angesäuerten Proben bei -18°C . Nach jeder Entnahme der Bodenlösung wurden die Behälter regelmäßig mit einer Genauigkeit von 0,1 g gewogen, wodurch der prozentuale Gewichtsanteil der Bodenfeuchte je Messtag errechnet wurde.

5.3 Statistische Analysen

Die Statistische Bearbeitung der aus den Gelände- und Laboruntersuchungen gewonnenen Daten erfolgte im Fall der deskriptiven Statistik mittels Microsoft Excel 2007. Korrelationsanalysen und Signifikanztests wurden mit dem Programm IBM SPSS Statistics 21 durchgeführt.

5.3.1 Datenansprache mittels deskriptiver Statistik

Zur Darstellung der erhobenen Messergebnisse wurden aus den einzelnen Datenreihen Mittelwerte berechnet, wofür grundsätzlich immer der Medianwert verwendet wurde, und nur im Fall kurzer Datensätze ($n \leq 5$) wurde das arithmetische Mittel herangezogen. Beide Werte sind geeignet, Mittelwerte der Messergebnisse darzustellen, wobei der Median eine geringere Störungsanfälligkeit bei Ausreißerwerten aufweist und daher, zumindest bei längeren Datensätzen, einen realistischeren Mittelwert darstellt (BAHRENBURG & GIESE 1975, S.29).

Die Daten werden, wenn nicht tabellarisch aufgeführt, häufig in Boxplots (Box and Whisker-Plot) dargestellt. Boxplots sind graphische Darstellungen, in denen Informationen zur Verteilung der an einem Standort erfassten Daten zusammen gefasst werden und besonders zum Vergleich der Messwertverteilung verschiedener Datenreihen geeignet (HAUENSTEIN & HUTZLER-GARDT 1996, S.30). Dies geschieht, indem der Medianwert einer Datenreihe mit dem 25. und 75. Perzentil als Außengrenzen kastenförmig dargestellt wird (= Box), innerhalb der Box befinden sich also 50% der Messwerte. Der Abstand zwischen dem 25. und 75. Perzentil wird als Interquartilsabstand (IQR) bezeichnet. An den Außenenden der Box sind die Mini- und Maximalwerte und damit auch die Spannweite der Messwerte mit daraus ausgreifenden „Schnurrhäärchchen“ (= Whisker) gekennzeichnet (Abb. 5.2). Die zweite Hälfte der Messdaten befindet sich entsprechend zu je 25% zwischen Mini- und Maximalwert, ober- und unterhalb der Box.

Alle Werte, die weiter als das 1,5-fache des IQR von der Box entfernt liegen, werden als Ausreißerwerte betrachtet, während Extremwerte als Werte definiert werden, die davon um mehr als das 3-fache des IQR abweichen (LABO 2003, S.20). Die ermittelten Ausreißer werden nach JANSSEN & LAATZ (2007, S.244) ergänzend durch kreisförmige und Extremwerte mit dreieckigen Markierungen gekennzeichnet.

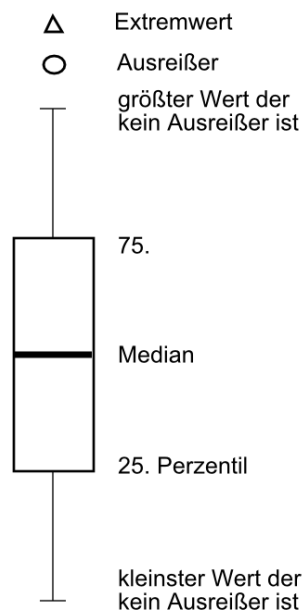


Abbildung 5.3: Bestandteile eines Boxplots.

5.3.2 Korrelationsanalysen

Statistische Korrelationsanalysen dienen als Mittel, um bestehende Zusammenhänge zwischen zwei Variablen x und y erkennen und in ihrer Stärke beurteilen zu können. Eine Beurteilung geschieht mit Hilfe des Korrelationskoeffizienten r , der Werte zwischen 1 und -1 annehmen kann und entsprechend positive oder negative Zusammenhänge beschreibt (MÜLLER-BENEDICT 2011, S. 245). Erreicht der Korrelationskoeffizient r den Wert +1 (positive Korrelation) oder -1 (negative Korrelation), erklärt sich dieses durch die Beschaffenheit von y durch x zu 100%. Umgekehrt ist bei einer zunehmenden Entfernung zwischen beiden Werten von einer abnehmenden Erklärung und mit Annäherung an den Wert 0 von keiner Korrelation auszugehen (BAHRENBURG & GIESE 1975, S.152). Die Durchführung der Korrelationsanalysen erfolgte mittels Spearman Rangkorrelation.

Die Beurteilung des Korrelationskoeffizienten r wurde nach ROSNER (1997, S.33) vorgenommen, wonach $r < 0,50$ als schwacher Zusammenhang, $r = 0,50-0,70$ als mittlerer Zusammenhang, $r = 0,71-0,80$ als starker Zusammenhang und $r > 0,81$ als sehr starker Zusammenhang betrachtet wird.

Um zufällige Korrelationen auszuschließen, wurden Signifikanztests in die Korrelationsanalysen integriert. Signifikanztests bestehen aus zwei Hypothesen, einer H_0 -Hypothese, worin angenommen wird, dass beide Parameter eine gleiche Verteilung aufweisen und einer H_1 -Hypothese, worin das Gegenteil angenommen wird. Da bei auf Stichproben basierenden Datenreihen Zusammenhänge zwischen zwei Parametern bestehen können oder aber auch zufällig „vorgetäuscht“ sein könnten, dient die Berechnung der Wahrscheinlichkeit, mit der H_0 abgelehnt werden kann, zur Einschätzung der Irrtumswahrscheinlichkeit (BAHRENBURG & GIESE 1975, S.98). Als Signifikanzniveau wurde $p < 0,05$ verwendet, es besteht also bei allen später dargestellten Korrelationen eine Wahrscheinlichkeit von $\leq 5\%$, dass es sich bei berechneten Zusammenhängen um zufällige Übereinstimmungen handelt. Sämtliche

Ergebnisse der Korrelationsanalysen, die kein Signifikanzniveau von $p < 0,05$ erreichten, wurden verworfen.

5.3.3 Bewertung der vorgefundenen Boden- und Sedimentqualitäten

Um eine Einschätzung der festgestellten Schwermetallkonzentrationen und eine Vergleichbarkeit mit bestehenden Messungen herzustellen, wurden die Messergebnisse der königswasserlöslichen Schwermetallgehalte mit dem Geoakkumulationsindex (I_{geo}) nach MÜLLER (1986, S.114ff.) berechnet. Dieser Index ist in gleicher Weise für Böden und aquatische Sedimente anwendbar und beurteilt eine Schwermetallkonzentration bezogen auf einen geochemischen Hintergrundwert, der entsprechend als Nullwert herangezogen wird (MÜLLER 1986, S.114). Als Hintergrundwert wurde der Tongesteinsstandard nach TUREKIAN & WEDEPOHL (1961, in ULRICH et al. 2000, S.29) verwendet.

Zur Bewertung einer Schwermetallbelastung werden die Hintergrundwerte des betroffenen Elements mit 1,5 multipliziert, um natürliche Variationen der Messwerte, die beispielsweise aus der jeweiligen Gesteinsbeschaffenheit, Feineinstellungen der Messgeräte oder leichten anthropogenen Einflüssen hervorgehen können, auszuschalten. Die Berechnung erfolgte nach der von MÜLLER (1986, S.115) dargestellten Formel:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1,5 * B_n}$$

B_n = Hintergrundwert des jeweiligen Elements in Tongesteinen
(= Tongesteinsstandard)

C_n = gemessene Konzentration des jeweiligen Elements

Ausgehend vom 1,5-fachen Tongesteinsstandard (= Nullwert) bestehen sechs verschiedene I_{geo} -Klassen, deren Obergrenzen sich jeweils aus der Verdoppelung der darunter liegenden Klasse ergeben und den Belastungsstatus von „unbelastet“ bis „übermäßig belastet“ einteilen (Tab. 5.4).

I_{geo}	I_{geo} -Klasse	Boden-/Sedimentqualität						AF
0	0	praktisch unbelastet						< 1,5
> 0-1	1	unbelastet – mäßig belastet						1,5-3
> 1-2	2	mäßig belastet						3-6
> 2-3	3	mäßig – stark belastet						6-12
> 3-4	4	stark belastet						12-24
> 4-5	5	stark – übermäßig belastet						24-48
> 5	6	übermäßig belastet						> 48
As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(g/kg)	(g/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
9	0,3	90	45	46,7	0,85	68	20	0,95

Tabelle 5.4: Einstufung der I_{geo} -Klassen inklusive relativer Anreicherungsfaktoren (AF) entsprechend dem Verhältnis C_n/B_n nach ULRICH et al. (2000, S.28), sowie elementspezifische Konzentrationen des Tongesteinsstandards (untere Tabellenhälfte) nach TUREKIAN & WEDEPOHL (1961, in ULRICH et al. 2000, S.29).

Hierbei ist zu beachten, dass die eigenen Bestimmungen königswasserlöslicher Schwermetallgehalte an Proben im kompletten Feinbodenspektrum mit Korngrößen

<2mm durchgeführt wurden und daher nicht allein auf die Tonfraktion der Proben zu beziehen sind wie von MÜLLER (1986, S.115) beschrieben. Hierdurch kann angenommen werden, dass die Schwermetallgehalte der Proben durch die Gegenwart gröberer, weniger sorptionsbefähigter Substratpartikel gegenüber der Tonfraktion etwas vermindert werden. Eine Vergleichbarkeit mit anderen Erhebungen sollte dennoch gegeben sein.

6. Ergebnisse

Im folgenden Kapitel werden sämtliche Ergebnisse der Labor- und Geländeuntersuchungen dargestellt. Die Wirkungen periodischer und episodischer Wasserstandsänderungen auf das Mobilitätsverhalten von Schwermetallen wurden nur innerhalb des Arbeitsgebietes „Untere Lahn“ untersucht und werden am Anfang dieses Kapitels beschrieben. Im daran anschließenden Kapitel 6.2 werden die Ergebnisse zur Wirkung anthropogen verursachter Wasserstandsänderungen am Beispiel der Talsperrenentleerung aufgezeigt.

6.1 Ergebnisse zum Arbeitsgebiet „Untere Lahn“

Die Datenerhebung in Gebieten des Arbeitsgebietes „Untere Lahn“ fand von Juli 2011 bis September 2013 statt. Insgesamt wurden vier Bodenprofile untersucht, wobei versucht wurde, ähnliche Bodentypen in verschiedenen Geländesituationen zu bearbeiten. Mit den Profilen „Fr“ und „Mi“ wurden Böden unter- und oberhalb des Friedrichssegener Wehrs bearbeitet, die in ähnlichen Entfernungen zum Gerinne der Lahn gelegen sind, aber verschieden von dessen Wasserführung beeinflusst werden. Die beiden flussabwärts des Nieverner Wehrs gelegenen Profile „Fb1“ und „Fb2“, wurden in verschiedenen Distanzen zum Gerinne der Lahn angelegt. Hintergrund einer solchen Standortwahl ist die ober- und unterhalb von Staustufen gegenwärtige, verschiedenartige Beeinflussung der Uferbereiche durch Grund- und Flusswasser, wodurch auf die Kopplung von unterschiedlich variierenden Wasserständen und gelösten Schwermetallgehalten rückgeschlossen werden soll.

Entsprechend wurden an allen Profilen regelmäßig Interstitialwässer mittels fest installierten Probennehmern entnommen, während Hoch- oder Niedrigwasserereignissen häufiger frequentiert als während Perioden mit vergleichsweise ausgeglichener Wasserführung. Die Lage von Profilen und Wehranlagen ist in Abbildung 6.1.1 dargestellt. Zur Einschätzung flächenhafter Belastungen der untersuchten Uferbereiche wurden ergänzend transsektartig Mischproben entnommen (Abb. 6.1.5.1) und in ihren königswasserlöslichen Schwermetallgehalten den entsprechenden I_{geo} -Klassen zugeordnet (Tab. 6.1.1-6.1.3).

Da sich einige der Profile in Nutzung, Vegetation und Bodenbeschaffenheiten unterscheiden, werden folgend Angaben zu Lage und Beschaffenheit der Standorte dargestellt. Bodenspezifische Eigenschaften der Profile sind in den Kapiteln 6.1.1, 6.1.2 und Anhang I aufgeführt.

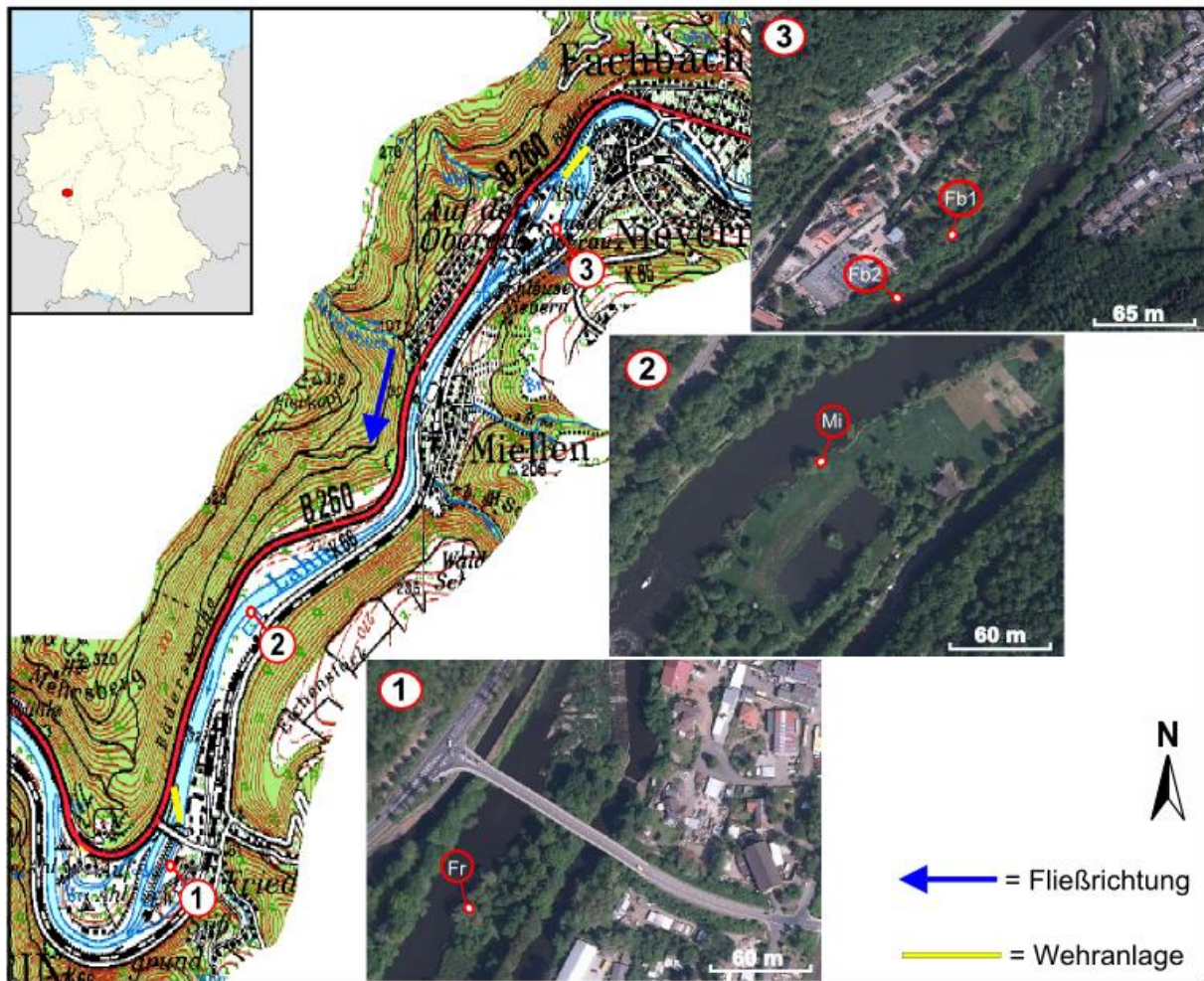


Abbildung 6.1.1: Lage der Profile im Untersuchungsgebiet „Untere Lahn“.

Quelle: Eigene Bearbeitung auf Grundlage der TK 1:50000 des BUNDESAMTES FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2004) und Luftbildern des LANDESAMTES FÜR VERMESSUNG UND GEOBASISINFORMATION RHEINLAND-PFALZ.

„Profil Friedrichsseggen“

Profil „Fr“ ($50^{\circ}18'35.98''\text{N}$; $7^{\circ}38'48.18''\text{O}$) ist im Gebiet des Lahnsteiner Stadtteils Friedrichsseggen, am Ufer einer Insel unterhalb einer Wehranlage gelegen. Diese befindet sich im Besitz der Süwag AG und ist durch einen künstlich angelegten Graben vom befestigten Ufer getrennt, der zur Wasserversorgung des 1906/07 errichteten, flussabwärts des Standortes gelegenen Wasserkraftwerks Friedrichsseggen dient. Auf dem östlich des Kanals gelegenen Uferbereich erstreckte sich teilweise das ehemalige Werksgelände der Grube Friedrichsseggen, heute wird er als Wohn- und Gewerbegebiet genutzt. Als Betriebsgelände des Wasserkraftwerks und zum Schutz der Würfelnatter ist die Insel öffentlich nicht zugänglich, weshalb besonders die Bereiche der Uferzonen stark von Büschen und krautigen, annuellen Pflanzen bewachsen sind.

Der untersuchte Boden ist in ca. 68 m Höhe NN an einem schwach geneigten Unterhang des Lahnufers in ca. 1,5 m Entfernung zum Gewässer der Lahn gelegen. In der direkten Umgebung des Profils sind Lücken und Wuchsbeeinträchtigungen der überwiegend aus *Salix alba*, *Salix caprea*, *Fallopia japonica*, *Impatiens glandulifera*, *Bromus nigra*, *Artimisia vulgaris* und *Urtica dioica* bestehenden Pflanzendecke zu erkennen. Dies ist Folge der Gegenwart einer sich quer über die Uferzone erstreckenden, mehrere cm-dm mächtigen Pochsandschicht, die größtenteils von

fluvial eingetragenen Hochflutsedimenten bedeckt, in wenigen cm Tiefe innerhalb der vorhandenen Böden ansteht, stellenweise aber auch an der Oberfläche ausstreicht (Anhang I, Abb.1-2).



Abbildung 6.1.2: Lage und Bau des Profils „Friedrichsseggen“.

Ähnliche Mächtigkeiten im Längsverlauf, eine Begrenzung ihrer Ausdehnung auf tief gelegene Uferbereiche und geschichtete Sedimentstrukturen deuten auf eine fluviale Herkunft der Pochsande, was sich aus dem Eintrag dieses Materials in flussaufwärts gelegenen Flussbereichen und anschließender Sedimentation vor Ort erklären lässt. Die Folgewirkung des ehemaligen Bergbaus geht ebenfalls aus den I_{geo} -Klassen der Mischproben hervor, die bevorzugt in größeren Bodentiefen deutliche Anreicherungen an königswasserlöslichem Cd, Pb und Zn aufzeigen.

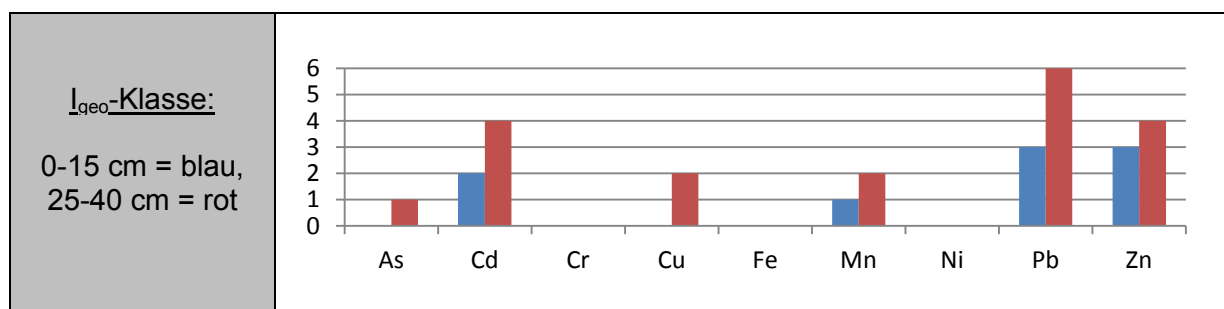


Tabelle 6.1.1: I_{geo} der aus den Transsekten gewonnenen Mischproben im Uferbereich des Profils „Fr“.

Beim Bodentyp des Untersuchungsprofils handelt es sich um einen Auengley mit der Horizontfolge aM/aGo-M/aGo/aGr. Der untere Bereich dieses Bodens ist im direkten Einflussbereich des Grundwassers gelegen. Im Fall von Starkniederschlägen wird Profil „Fr“ gelegentlich kurzzeitig überflutet, während Hochwässern hingegen kann es der Wasserstand um etwa 1,5-2 m Höhe überragen.

Profil „Miellen“

Messstelle „Mi“ befindet sich in ca. 2 m Entfernung zum Gerinne der Lahn (50°19'09.77"N; 7°39'12.43"O), westlich der gleichnamigen im Lahntal gelegenen Gemeinde. Es handelt sich um einen als Grünland genutzten, zum Gerinne der Lahn hin befestigten und nahezu ebenen Uferbereich, der ca. 1 km flussaufwärts des Friedrichssegener Wehrs gelegen ist. Durch die Lage oberhalb dieser Staustufe verfügt die Lahn in der Umgebung dieses Standortes über ein breiteres Gerinnebett und niedrigere Fließgeschwindigkeiten. Entsprechend befindet sich dieser Boden in einem Flußabschnitt der Lahn mit vergleichsweise ausgeglichener Wasserführung. Hierdurch fallen die Amplituden und Verweildauern von Hoch- und Niedrigwässern etwas weniger gravierend aus als an den anderen Standorten. Während den von 2011 bis 2013 aufgetretenen Hochwasserereignissen wurden im Bereich des Untersuchungsprofils maximale Überflutungshöhen von ca. 3-4 dm festgestellt. Die Wasserstände des Oberflächenwassers zeigen zusätzlich eine starke Abhängigkeit vom Betrieb des Friedrichssegener Wehrs. So steht die Öffnung der Wehranlage, die gewöhnlich während der Wintermonate oder Hochwasserereignissen stattfindet, mit sichtbaren Verringerungen der hiesigen Wasserstände um mehrere dm in Verbindung.



Abbildung 6.1.3: Lage und Bau des Profils „Miellen“.

Der Boden befindet sich auf ebener Fläche in ca. 70 m Höhe NN und wird überwiegend von Pflanzen wie *Salix alba*, *Urtica dioica*, oder *Alopecurus pratensis* bewachsen. Die Vegetationsdecke lässt augenscheinlich keine Beeinträchtigungen durch anorganische Schadstoffe erkennen. Die I_{geo} -Klassen der direkten Umgebung des Untersuchungsprofils zeigen dennoch deutliche Belastungen an Cd, Pb und Zn auf, die in ihren Ausmaßen mit steigender Bodentiefe zunehmen.

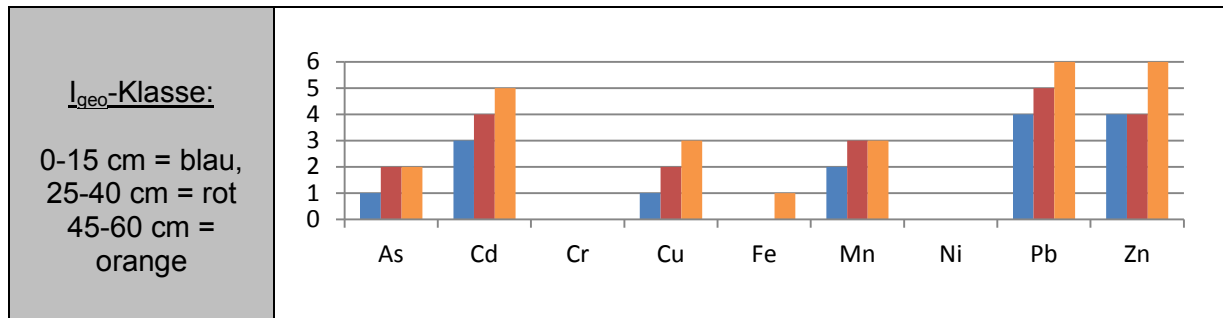


Tabelle 6.1.2: I_{geo} der aus den Transekten gewonnenen Mischproben im Uferbereich des Profils „Mi“.

Bodentyp ist ein Auengley mit der Horizontfolge aAh/aM/aGo/aGr. Durch seine Nähe zum Gerinne der Lahn kann dieser Boden sowohl während winterlicher Hochwässer als auch nach sommerlichen Starkniederschlägen überspült werden. Durch den vergleichsweise flacheren und weiteren Bau des Lahntals an dieser Lokalität, sowie den flussabwärtigen Gewässerstau finden Überflutungsereignisse in geringerer Frequenz und Amplitude statt als in Friedrichsgegn.

Profil „Fachbach1“ und „Fachbach2“

Die Beprobungsstellen „Fb1“ und „Fb2“ sind innerhalb der Gemeinde Fachbach, Ortsteil Oberau gelegen. Wie auch im Fall von Profil „Fr“ handelt es sich hier um einen Inselbereich, der künstlich durch die Anlage einer Staustufe in Kombination mit einem Wasserkraftwerk geschaffen wurde. Beide Profile befinden sich einige Dekameter flussabwärts der Nieverner Wehranlage, zusammen mit den Bereichen des gegenüber liegenden Lahnufers sind sie Bestandteil des Naturschutzgebietes Nieverner Wehr.



Abbildung 6.1.4: Lage und Bau des Profils „Fachbach 1“.

Seit 1671 war der Bereich der heutigen Insel Oberau Standort der 1932 geschlossenen Nieverner Hütte, derzeit wird sie als Wohn- und Gewerbegebiet genutzt. Als Folge der ehemaligen Metallverhüttung sind weite Bereiche der Insel Oberau mit Schwermetallen belastet, so stellten BAUER et al. (1996, S.254ff.) in dortigen Bodenbereichen Überschreitungen der Hintergrundwerte von As, Cd, Cu, Ni, Pb und Zn fest.

„Fb1“ (50°20'03.57``N; 7°40'30.44``O) befindet sich im Bereich einer muldenförmigen Hochflutrinne in ca. 71 m Höhe NN und etwa 12 m Entfernung zum Gewässer der Lahn. Beim Bodentyp handelt es sich um eine Gley-Vega mit der Horizontfolge aM/aGo/aGr. Durch seine Lage innerhalb der Hochflutmulde kann eine etwas stärkere Reaktion auf variierende Wasserstände des Flusses angenommen werden, als bei höher gelegenen Böden in gleicher Distanz zum Gerinne der Lahn. Profil „Fb2“ (50°20'02.98``N; 7°40'30.18``O) befindet sich auf geneigter Fläche in einer Distanz von ca. 1,5 m am Uferhang der Lahn, in etwa der gleichen Höhenlage wie „Fb1“. Als Bodentyp liegt ein Auengley mit der Horizontfolge aM/aGor/aGr vor.



Abbildung 6.1.5: Lage und Bau des Profils „Fachbach 2“.

Nach den Distanzverhältnissen ist der näher zur Lahn gelegene Boden „Fb2“ einem direkteren Einfluss von Wasserstandsänderungen der Lahn ausgesetzt als „Fb1“. Dies äußert sich dadurch, dass hier Überflutungen grundsätzlich häufiger und auch nach kurzzeitigen Starkniederschlägen eintreten, während dies für „Fb1“ nur während länger anhaltenden Niederschlagsperioden oder Hochwasserereignissen beobachtet wurde. Durch ihre gemeinsame Lage unterhalb des Nieverner Wehrs können beide Böden während Hochwässern von Wassersäulen >1 m bedeckt werden. Die Vegetationsdecke beider Standorte ist relativ ähnlich und setzt sich überwiegend aus *Salix caprea*, *Fallopia japonica*, *Impatiens glandulifera* und *Urtica dioica* zusammen. Wie die aus der Umgebung beider Profile entnommenen Mischproben zeigen, sind größere Bereiche des Uferabschnitts stark mit Cd, Pb und

Zn belastet. Im Gegensatz zu den Profilen „Fr“ oder „Mi“ sind jedoch keine ausgeprägten Tiefengradienten erkennbar.

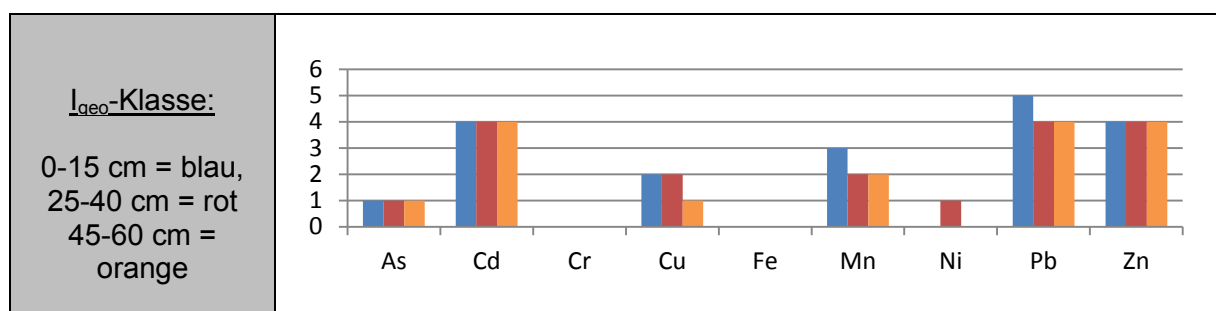


Tabelle 6.1.3: I_{geo} der aus den Transsekten gewonnenen Mischproben im Uferbereich der Profile „Fb1“ und „Fb2“.

6.1.1 Eigenschaften der untersuchten Böden

Im folgenden Kapitel werden die untersuchten Eigenschaften der Auenböden dargestellt, wobei zuerst die im Labor ermittelten, physikalischen Eigenschaften der Bodensubstrate und anschließend die regelmäßig im Gelände erhobenen Parameter angesprochen werden.

Organische Substanz und Textur

Die organische Substanz der Bodenprofile zeigt eine Spannweite von 5,5–9,5 Gew.%. Differenzen zwischen verschiedenen Tiefenstufen der untersuchten Böden sind, wie häufig bei Vegen und ihren Übergangsformen (AG-Boden 2005, S.106), relativ gering ausgeprägt.

Profil	Boden- typ	Horizont	Tiefe cm	Textur (Gew.% der kalk- und humusfreien Feinerde)							OS	Boden- art
				gS	mS	fS	gU	mU	fU	T		
„Fr“	GGa	aM	5-10	6,2	31,7	13,6	20,6	6,5	8,0	13,4	8,9	SI4
		aGo-M	25-35	5,5	29,5	16,4	19,0	7,3	8,0	14,2	7,4	SI4
		aGo	50-60	15,9	38,3	11,2	9,3	3,6	4,4	7,3	6,0	SI2
„Mi“	GGa	aM	5-10	4,0	14,9	18,2	24,7	13,7	7,1	17,2	6,7	Ls2
		aGo	25-35	1,2	12,3	17,3	24,9	15,3	9,1	19,8	7,7	Ls2
		aGr	50-60	3,7	14,2	26,8	25,2	9,1	7,2	13,8	7,3	SIu
„Fb1“	GG-AB	aM	5-10	3,3	9,5	15,7	25,1	18,1	6,4	21,9	6,3	Ls2
		aGo-M	25-35	5,2	13,2	17,8	24,4	13,4	7,3	18,6	6,5	Ls2
		aGo	50-60	7,5	26,7	20,5	16,6	9,6	6,1	13,0	6,2	SI4
„Fb2“	GGa	aM	5-10	1,0	16,5	21,8	23,9	11,5	7,6	17,6	9,5	Ls2
		aGor	25-35	2,7	25,8	19,0	22,8	9,8	5,8	14,2	5,5	SI4
		aGor	50-60	1,9	29,0	20,0	18,5	10,9	5,7	13,9	5,6	SI4

Tabelle 6.1.4: Textur und organische Substanz (Gew.%) der untersuchten Profile. GGa = Auengley, GG-AB = Gley-Vega.

Die Kornverteilung der Profile zeigt als Folge fluvialer Sortierungsprozesse nur geringe Skelettanteile, lediglich „Fb1“ enthält eine geringmächtige Kieslage in etwa 34-45 cm Tiefe. Die Textur des Feinbodens ist bei allen untersuchten Böden durch dominierende mS-, fS- und gU-Anteile sowie eher geringfügig ausgeprägte Mengen an gS oder fU gekennzeichnet, wobei sich die Anteilsverhältnisse je nach Standort leicht verschieben können. So enthalten die Profile „Fr“ und „Fb2“ grundsätzlich höhere mS-Anteile und leicht gröbere Texturen als „Mi“ und „Fb1“. Alle Profile zeigen

dominierende Grobschluffgehalte und eine sehr leichte Zunahme gröberer Körnungsklassen bei schwach abnehmenden Tongehalten mit zunehmender Tiefe.

Wasserleitfähigkeit und Trockenrohdichte

Die kf-Werte der Profile zeigen mit 426-2840 cm/d relativ große Variationen bei vergleichsweise hohen Wasserleitfähigkeiten, was auf die sandig-schluffige Körnung zurückzuführen ist. Die vertikalen Differenzen innerhalb der Auenböden werden zudem deutlich durch Menge und Beschaffenheit organischer Komponenten beeinflusst. Dies geschieht dadurch, dass besonders in den Horizontbereichen mit reduzierenden Verhältnissen häufig große Anteile grober Pflanzenreste vorliegen, die nach ihrer Ablagerung vor einer vollständigen Zersetzung geschützt wurden und dadurch als Wasserleitbahnen fungieren. Aufgrund ihrer Größenverhältnisse konnten sie jedoch bei der Bestimmung der organischen Substanz des Feinbodens nicht berücksichtigt werden. In den Profilen flussabwärts der Wehranlagen („Fb2“, „Fr“) ist dies wesentlich deutlicher ausgeprägt als in dem im strömungsberuhigten Flussabschnitt gelegenen Profil „Mi“.

Das vergleichsweise geringe Gewicht dieser organischen Komponenten spiegelt sich besonders deutlich in den Trockenrohdichten des Profils „Fb2“ wieder, durch deren mengenmäßige Zunahme mit Übergang zu den G-Horizonten abnehmende Dichten entstehen. Nach AG-BODEN (2005, S.342) sind die Trockenrohdichten aller Standorte als sehr gering zu bewerten.

Die Porenvolumina der Horizonte zeigen mit Messwerten von 40,8–61,8 Vol.% relativ große Differenzen und lassen beim Vergleich von Horizonten und Profilen keine einheitlichen Gemeinsamkeiten erkennen. „Fb2“ und „Fr“ erreichen, durch ihre etwas gröberen Texturen und die bereits beschriebenen Vorkommen von Pflanzenresten und Feinwurzeln in den unteren Horizontbereichen, die vergleichsweise größten Gesamtporenvolumina. Einhergehend mit den größten Dichten fällt der Porenraum bei „Mi“ entsprechend am geringsten aus.

Profil	Horizont	Tiefe cm	kf (cm/d)	Td (g/cm ³)	S-Wert (mmol _c /kg)	GPV (Vol.%)
„Fr“	aM	10	1160	0,98	356	50,7
	aGo-M	30	504	0,96	196	56,0
	aGo	50	2840	1,12	164	48,5
„Mi“	aM	10	629	1,18	296	49,9
	aGo	30	426	1,13	420	40,8
	aGr	50	824	1,37	500	43,6
„Fb1“	aM	10	882	0,95	200	44,3
	aGo-M	30	1224	1,10	264	56,0
	aGo	50	675	0,95	224	49,2
„Fb2“	aM	10	816	1,15	392	45,3
	aGor	30	438	0,80	144	52,0
	aGor	50	708	0,74	112	61,8

Tabelle 6.1.5: Wasserleitfähigkeiten (kf-Werte), Trockenrohdichten (Td), S-Werte und Gesamtporenvolumina (GPV) der untersuchten Profile.

Die untersuchten Böden verfügen mit von 112-500 mmol_c/kg variierenden S-Werten insgesamt über relativ hohe Austauschkapazitäten, die besonders über die großen Anteile an organischen Materialien und die relativ hohen pH-Werte der Böden zu erklären sind. Dabei bestehen deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Profilen: So zeigen die oberen Bodenbereiche von „Fb1“, unter dem gleichzeitig niedrigsten Anteil an organischem Material, die geringsten und „Fb2“ sowie „Fr“ die größten S-Werte. Die beiden letztgenannten Böden verzeichnen weiterhin mit

zunehmender Tiefe abnehmende S-Werte, während „Mi“, weniger auch „Fb1“, mit steigender Bodentiefe Zunahmen der S-Werte aufweisen.

Temperatur

Bodentemperaturen wurden für alle Messstellen von Beginn der Datenerhebung in 10 cm Tiefe bestimmt, ab Juli 2012 wurden ergänzend die Temperaturverhältnisse in 30 cm Tiefe gemessen. Grundsätzlich gehen die Temperaturverläufe beider Bodentiefen miteinander einher, wobei die Temperaturen während der Sommermonate in 30 cm Tiefe ungefähr 0,3-0,7° C niedriger ausfallen, als in 10 cm Bodentiefe. Mit einsetzendem Herbst hingegen kehren sich die Verhältnisse um, so dass die schneller auskühlenden oberen Bodenbereiche bis zum einsetzenden Frühjahr über leicht geringere Temperaturen verfügen.

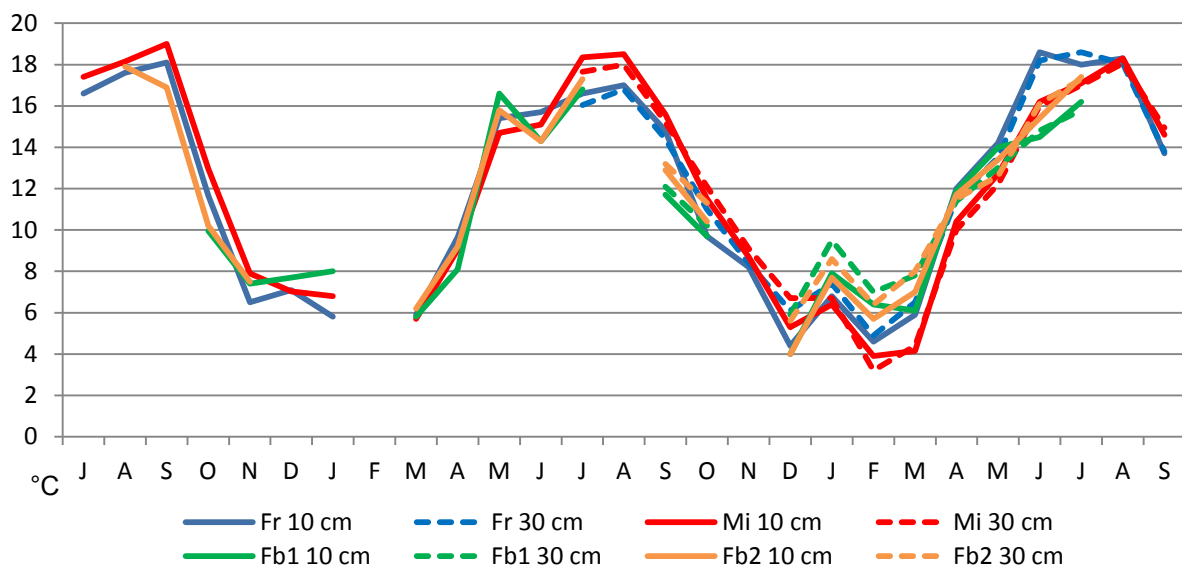


Abbildung 6.1.6: Durchschnittlicher monatlicher Verlauf der Bodentemperatur in Bereichen der Messstellen zwischen Juli 2011 und September 2013.

Zwischen den Temperaturverhältnissen der einzelnen Böden bestehen kleinere Unterschiede, die besonders von der jeweiligen Vegetationsbedeckung, der Textur der Böden und deren Lage im Relief beeinflusst werden. So variieren die Temperaturverhältnisse in 10 cm Tiefe bei „Fr“ von 4,4-18,6°C, bei dem etwas lehmigeren, überwiegend von Gräsern bedeckten Boden „Mi“ von 3,8-19,4°C, bei dem durch seine muldenartige Lage stark beschatteten Profil „Fb1“ von 4,0-16,8°C und dem weniger stark beschattetem „Fb2“ von 4,0-17,9°C.

Bodenfeuchte

Wie in Abbildung 3.4 zu erkennen ist, wurden während des Erhebungszeitraumes am Pegel Kalkofen mehrere Phasen von Hoch- und Niedrigwässern verzeichnet, was grob auf die Wasserstände der Lahn im Untersuchungsgebiet übertragen werden kann. Der Wasserstand der Lahn spiegelt einerseits die Niederschlagsverhältnisse des Einzugsgebietes wieder, auf der anderen Seite beeinflusst er die Bodenfeuchte direkt während Überschwemmungen der Untersuchungsprofile. Die volumetrische Bodenfeuchte in 10 cm Tiefe (Abb. 6.1.7) zeigt hiermit korrespondierend einige Gemeinsamkeiten, indem die höchsten Messwerte während der winterlichen Hochwässer erzielt wurden. Durch solche mehrere Wochen überdauernden Überflutungen (Dez.- Jan.2011/2012; Jan.- März 2013) lagen die oberen Bereiche

der untersuchten Böden deutlich gequollen vor, was die auffällig hohen, 60 Vol.% übertreffenden Maximalwerte der Feuchtegehalte erklärt, die im Hinblick auf die im ungequollenen Zustand der Böden festgestellten Gesamtporenvolumen theoretisch gar nicht erreicht werden können. „Fr“ und besonders „Fb2“ wurden während dieser Hochwässer am längsten überflutet, worauf deren besonders hohe Feuchtegehalte während der Wintermonate zurückzuführen sind. Beim Vergleich der Frühjahrsmonate fallen deutlich geringere Bodenfeuchten während des Frühjahrs 2012 gegenüber 2013 auf, was auf Differenzen der jeweiligen Niederschlagsmengen zurückzuführen ist. Minimalgehalte der volumetrischen Bodenfeuchte treten hingegen während der Sommermonate auf.

Zwischen den Feuchteverhältnissen der einzelnen Profile bestehen sichtbare Unterschiede, so treten die geringsten Medianwerte bei „Fr“ (34,6 Vol.%) und „Fb2“ (37,9 Vol.%) auf, während „Mi“ (39,2 Vol.%) und „Fb1“ (41,3 Vol.%) über leicht höhere Medianwerte verfügen. Insgesamt zeigen die Feuchteverhältnisse der Böden ähnliche Variationen, wobei sich beim Vergleich der Spannweiten „Fr“ (20,4-66,1 Vol.%), „Mi“ (18,0-63 Vol.%) und „Fb2“ (24,8-68,7 Vol.%) etwas geringere Minimalfeuchten zeigen als „Fb1“ (32,2-59,1 Vol.%), dem Profil mit den vergleichsweise geringsten Änderungen der Bodentemperatur.

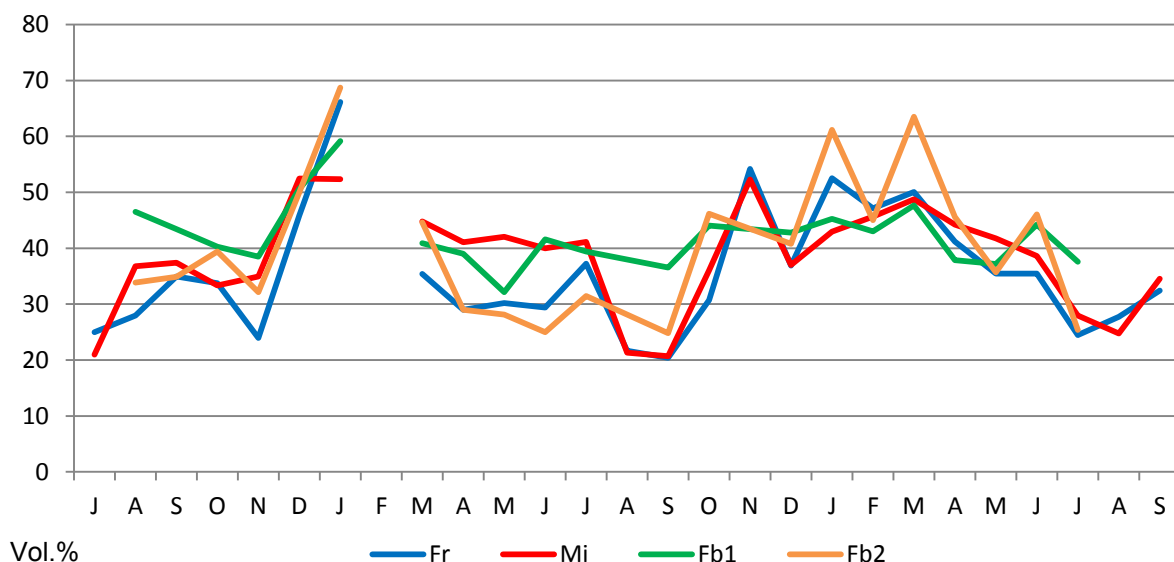


Abbildung 6.1.7: Durchschnittlicher monatlicher Verlauf der volumetrischen Bodenfeuchte in 10 cm Tiefe der Messstellen zwischen Juli 2011 und September 2013.

Variationen des Grundwasserflurabstandes

Durch ihre relativ nahe Lage zum Gerinne der Lahn werden alle untersuchten Böden gewöhnlich während Hochwasserereignissen überflutet und verfügen über relativ hohe Wasserspiegel des Grund- beziehungsweise Interstitialwassers. Profil „Mi“ erfährt gewöhnlich die kürzeste, Profil „Fb2“ die längste Überflutung während Hochwasserereignissen.

Der durchschnittliche monatliche Verlauf der Pegelstände ist in Abbildung 6.1.5 dargestellt. Dabei ist unbedingt zu beachten, dass aus der Darstellung des Grundwasserflurabstandes in Form von monatlichen Mittelwerten große Pegeländerungen innerhalb kleiner Zeiträume kaum hervorgehen. Dies betrifft besonders die Winterhochwässer 2011/2012 und 2012/2013 (Abb. 3.4), während deren Verlauf die Profile teilweise so hoch überflutet wurden, dass keine Pegelmessungen möglich waren, wodurch die Bildung von Mittelwerten für die

betroffenen Zeiträume als wenig geeignet erscheint. Bei den Profilen, die durch Hochwasserereignisse in der Mehrheit der Monatstage überflutet waren, wurde der Pegelstand für diese Phasen gleich Null gesetzt. Genauere Angaben zum Verlauf der verzeichneten Hochwasserereignisse sind in Kapitel 6.1.3 zu finden.

Profil „Fr“ zeigt durch seine Lage unterhalb des Friedrichssegener Wehrs die durchschnittlich geringste Grundwasserspiegelhöhe (Median: -81,3 cm) bei gleichzeitig größter Variationsbreite, während „Fb2“ den vergleichsweise geringsten Grundwasserflurabstand (Median: -58,5 cm) aufweist. Das im Staubereich der Lahn gelegene Profil „Mi“ verfügt indes trotz nahezu gleicher Distanz zum Gerinne der Lahn über die geringste Amplitude während Änderungen des Grundwasserspiegels und den geringsten Grundwasserflurabstand während der Sommermonate.

Beim Vergleich der untersuchten Böden fällt auf, dass die flussabwärts der Staustufen gelegenen Bereiche gelegentlich kleinere Variationen des Grundwasserspiegels durch Starkregen während der Sommermonate erfahren, während das im Staubereich gelegene Profil „Mi“ einen ausgeglichenen Grundwasserspiegel mit lediglich deutlichen Peaks im Verlauf der Winterhochwasser aufweist. Während der Winterhochwässer 2011/2012 und 2012/2013 wurden allgemein die höchsten Stände der Grundwasserspiegel verzeichnet, Niedrigstände traten während des Herbstes 2011 und der Sommer 2012 und 2013 auf. Deutlich sichtbar sind geringere Grundwasserflurabstände während des relativ trockenen Frühjahrs 2012 gegenüber dem niederschlagreicheren Frühjahr 2013.

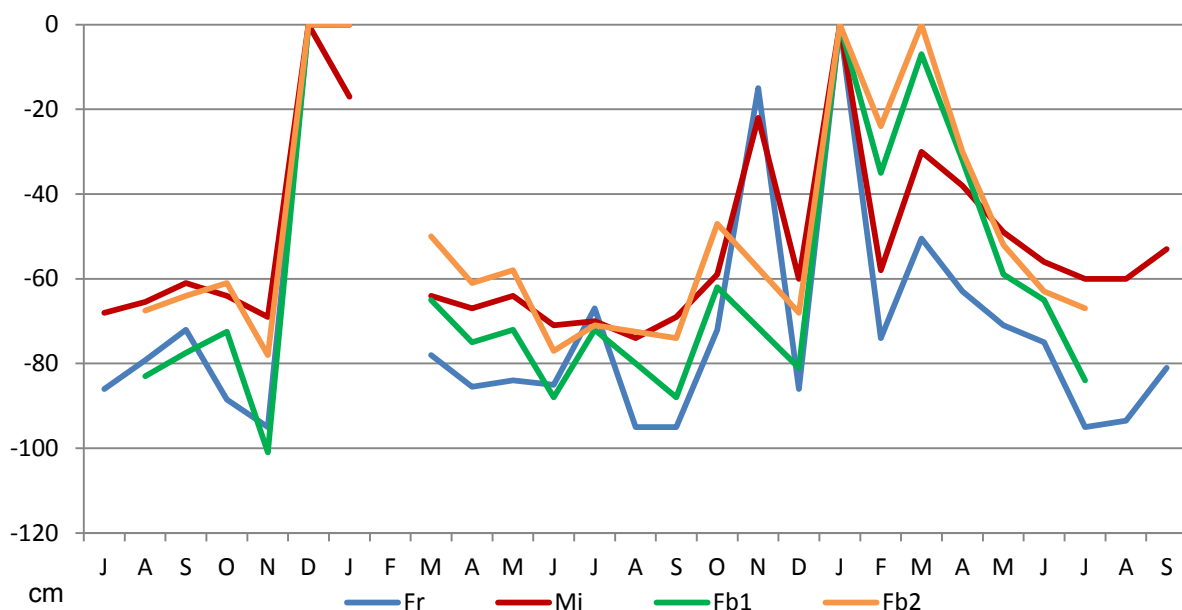


Abbildung 6.1.8: Durchschnittlicher monatlicher Verlauf des Grundwasserflurabstandes in Bereichen der Messstellen zwischen Juli 2011 und September 2013.

Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert

Die Substrate der untersuchten Böden zeigen mit Variationen von 65-181 $\mu\text{S}/\text{cm}$ relativ niedrige elektrische Leitfähigkeiten, die deutlich geringere Messwerte erreichen als die mittleren Leitfähigkeiten der Interstitialwässer. Entsprechend existieren nur geringe Differenzen zwischen den einzelnen Horizonten, was auch auf die gegebenen pH-Werte zutrifft. So erreichen diese von pH 7,0-7,5 (dest.) sowie pH 6,4-6,9 (KCL) variierende Messwerte und zeigen sich untereinander sowie in ihren vertikalen Verläufen ähnlich einheitlich.

Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert des Interstitialwassers hingegen beinhalten deutlichere Unterschiede zwischen einzelnen Entnahmetiefen und Standorten, was in den entsprechenden Medianwerten der Tabelle 6.1.6 ersichtlich wird.

Profil	Horiz.	Tiefe (cm)	eL ($\mu\text{S/cm}$)	pH (dest.)	pH (KCL)	eL ($\mu\text{S/cm}$)	pH	eH (mV)	C°	Feuchte (Vol.%)	GWS (cm)
			Sedimentproben			Interstitialwasser					
„Fr“	aM	5-10	147	7,3	6,8	454	6,9	426	13,7	34,6	-81,3
	aGo-M	25-35	71	7,3	6,5	482	6,7	335	14,0		
	aGo	50-60	181	7,0	6,5	712	6,6	217			
„Mi“	aM	5-10	133	7,3	6,5	400	6,9	424	12,2	39,6	-60
	aGo	25-35	87	7,3	6,4	1076	6,7	276	14,9		
	aGr	50-60	176	7,2	6,5	905	6,5	162			
„Fb1“	aM	5-10	83	7,3	6,5	342	6,9	400	9,6	41,3	-65
	aGo-M	25-35	70	7,4	6,5	412	6,9	405	11,8		
	aGo	50-60	65	7,4	6,6	442	6,6	424			
„Fb2“	aM	5-10	85	7,5	6,9	376	6,8	384	11,4	37,9	-58,5
	aGor	25-35	158	7,4	6,6	455	6,5	344	11,5		
	aGor	50-60	67	7,3	6,5	582	6,4	223			

Tabelle 6.1.6: Messwerte von elektrischer Leitfähigkeit und pH-Wert der Bodenproben (linke Tabellenhälfte), Medianwerte von elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert und Redoxpotential des Interstitialwassers sowie von Temperatur, volumetrischer Bodenfeuchte und Höhe des Grundwasserspiegels (GWS) im Profil (rechte Tabellenhälfte).

Die flussabwärts der Wehranlagen gelegenen Profile „Fr“, „Fb1“ und „Fb2“ zeigen in ihren Interstitialwässern grundsätzlich zunehmende Leitfähigkeiten mit steigender Tiefe, während in Profil „Mi“ die höchsten Leitfähigkeiten bereits in 25-35 cm Tiefe erreicht werden. Die obersten 5-10 cm der Profile enthalten in ihren Leitfähigkeiten, durch die sich schnell ändernde Witterung beeinflusst, hohe Frequenzen größerer Konzentrationsänderungen und lassen keine eindeutigen Jahresgänge erkennen. In 25-35 cm Tiefe hingegen werden häufig sommer- bis herbstliche Höchstgehalte und Minimalwerte während der Frühjahrsmonate ersichtlich. Bei Profil „Fr“ setzen sich diese Jahresgänge nach 50-60 cm Tiefe fort, während „Mi“ und „Fb2“ hingegen in gleicher Tiefenstufe leichte Maximalwerte im Winter und minimale Leitfähigkeiten während der Sommermonate verzeichnen (Anhang I, Tab. 1-13).

Mit der Ausnahme von „Fb1“ zeigen die Böden von oben nach unten abnehmende pH-Werte innerhalb der Bodenlösung. Zwischen den pH-Verhältnissen der einzelnen Standorte bestehen grundsätzlich keine größeren Differenzen, die während den Erhebungen verzeichneten Variationen sind insgesamt auf zwischen 6,0-7,7 gelegene pH-Werte beschränkt. Die größte Variationsbreite herrscht innerhalb aller Profile in 5-10 cm oder 25-35 cm Tiefe vor (Anhang I, Tab.1-13). Dies erklärt sich daraus, da die Böden in größeren Tiefen weniger den Änderungen atmosphärischer Einflussfaktoren wie Temperatur- oder Niederschlagsverhältnissen ausgesetzt sind, deren Variationen den pH-Wert in seiner Ausprägung deutlich beeinflussen können. Jahresgänge des pH-Wertes sind in den Messreihen der einzelnen Profile nur relativ undeutlich und uneinheitlich ausgeprägt. Dies ist vermutlich Resultat von generell relativ geringen jährlichen pH-Änderungen und der überlappenden Einflussnahme von beispielsweise Niederschlags- und Überflutungsereignissen sowie Änderungen der Grundwasserstände.

Redoxpotential

Das Redoxpotential der verschiedenen Profile variiert von 124-631 mV und zeigt damit hinsichtlich der Minimalwerte etwas höhere Messwerte, als RINKLEBE et al. (2005, S.269), RUPP et al. (2010, S.1444) oder SCHWARTZ (2001, S.292) in ähnlichen

Bodentiefen von Auenböden entlang der Elbe vorhanden. Möglicherweise resultiert die Abwesenheit strenger reduzierender Bedingungen aus der Nähe der Standorte zum Gerinne und den relativ hohen Wasserleitfähigkeiten der Böden (Tab. 6.1.5), was einen Austausch mit O₂-reichen Flusswässern begünstigen sollte.

Ähnlich dem pH-Wert bestehen auch im Fall der Redoxverhältnisse einige Gemeinsamkeiten, besonders zwischen den nahe zur Lahn gelegenen Böden „Fr“, „Mi“ und „Fb2“. Dies drückt sich dadurch aus, dass durchschnittlich in allen drei Profilen unter zunehmender Bodentiefe deutliche Abnahmen des durchschnittlichen Redoxpotentials verzeichnet werden (Tab. 6.1.5), während „Fb1“, wahrscheinlich durch das Auftreten größerer Substrate und Porenvolumina, in gleicher Richtung zunehmende Messwerte erkennen lässt. Durch den geringen Grundwasserflurabstand bei zeitgleich vergleichsweise größten Trockenrohdichten verzeichnet „Mi“ in größeren Tiefen ein durchschnittlich geringeres Redoxpotential als die anderen Profile.

Die Spannweiten der Messwerte ergeben beim Vergleich der Profile insgesamt ein ähnliches Bild, allerdings bestehen deutliche horizontspezifische Unterschiede. So erfahren alle Profile, einhergehend mit hohen Variationen von Temperatur und Bodenfeuchte, in 5-10 cm Tiefe mehr oder weniger hohe Redoxänderungen im Jahresverlauf, wobei Profil „Fb1“ als beschatteter Standort mit den geringsten Durchfeuchtungsänderungen die vergleichsweise kleinste Spannweite des Redoxpotentials aufweist.

Profil:	„Fr“	„Mi“	„Fb1“	„Fb2“
5-10 cm:	226 - 516	274 - 483	274 - 458	264 - 631
25-35 cm:	227 - 479	189 - 514	215 - 576	245 - 518
50-60 cm:	134 - 480	124 - 291	244 - 504	135 - 417

Tabelle 6.1.7: Spannweiten des Redoxpotentials (mV) der untersuchten Profile und Tiefenstufen.

Die in 25-35 cm Tiefe verzeichneten Redoxpotentiale zeigen in ihren Spannweiten deutliche Abhängigkeiten von den jeweiligen Profilen. Im Falle von „Fr“ und „Fb2“ bestehen im Vergleich zu 5-10 cm Tiefe ähnliche Variationsbreiten bei deutlich niedrigeren Mittelwerten der Redoxverhältnisse, während im Falle von „Mi“ auch moderat reduzierende Verhältnisse bis in mittlere Bodenbereiche hinein reichen können, was dort auch deutlich im Sorptionsverhalten einiger Elemente sichtbar wird. Zusammen mit Profil „Fb1“ erfährt es dadurch in dieser Tiefenstufe die größten Variationen der Redoxverhältnisse. In 50-60 cm Tiefe zeigt das Redoxpotential in den häufig von Wasserstandsänderungen frequentierten Profilen „Fr“ und „Fb2“ vergleichsweise etwas höhere Spannweiten, während „Mi“ durch den weniger variierenden Grundwasserstand und seine höhere Trockenrohdichte in gleicher Tiefe deutlich geringer variierende Messwerte aufweist. Das etwas weiter vom Gewässer der Lahn entfernte Profil „Fb1“ zeigt in gleicher Tiefe ein etwas höheres Redoxpotential, bei einer ähnlich hohen Spannweite wie in anderen unterhalb der Wehranlagen gelegenen Profilen.

Insgesamt sind während der Erhebungsphase innerhalb aller Horizonte keine jahreszeitlichen Variationen der Redoxverhältnisse zu erkennen. Vielmehr ergibt sich ein Bild aus dem Zusammenspiel von vergleichsweise ausgeglichenen Phasen und stärkeren Variationen während ereignisähnlichen Durchfeuchtungsänderungen (Anhang I, Tab.1-13). So treten in den untersuchten Böden hohe und niedrige Redoxpotentiale sowohl während der Sommermonate als auch während oder nach winterlichen Hochwässern auf: Dabei werden kaum Beschränkungen auf einzelne

Untersuchungstiefen sichtbar, lediglich in 5-10 cm Tiefe treten keine niedrigen Redoxverhältnisse während hoher Temperaturen auf. Eine zunehmende Einflussnahme des Grundwassers kann zudem, wie in Profil „Mi“ sichtbar, ereignisspezifische Variationen des Redoxpotentials in größeren Bodentiefen stark unterdrücken.

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Die Gehalte an DOC variieren innerhalb aller Böden und Bodentiefen von 4,1-54,9 mg/l. Obwohl DOC-Gehalte unter der Gegenwart eines hohen Grundwasserspiegels gewöhnlich mit steigender Bodentiefe zunehmen (DU LAING et al. 2009c S.2925), verlaufen durch dessen starke Variabilität vertikale Konzentrationsänderungen je nach Standort verschieden: So zeigt Profil „Mi“ von oben nach unten zunehmende Mittelwerte, während „Fb1“ von oben nach unten abnehmende Durchschnittsgehalte aufweist. Die durchschnittlichen DOC-Konzentrationen der Böden „Fr“ und „Fb2“ erfahren, in unterschiedlichen Maßen, zur Profilmitte erfolgende Abnahmen mit darunter wieder einsetzenden Zunahmen der Messwerte.

Profil:	„Fr“	„Mi“	„Fb1“	„Fb2“
5-10 cm:	5,7 – 33,3 16,3*	4,1 – 25,9 7,0*	8,6 – 30,9 18,4*	8,2 – 28,2 14,4*
25-35 cm:	6,9 – 19,9 10,4*	6,9 – 24,4 8,3*	9,7 – 33,2 17,7*	7,9 – 46,5 13,3*
50-60 cm:	6,6 – 46,7 10,9*	6,6 – 33,9 12,5*	9,2 – 37,4 16,2*	11,2 – 54,9 19,4*

Tabelle 6.1.8: Spannweiten und Medianwerte (*) der Konzentration an gelöstem organischen Kohlenstoff DOC (mg/l) innerhalb der untersuchten Profile und Tiefenstufen.

Innerhalb aller untersuchten Böden erfahren die DOC-Gehalte mehr oder weniger deutliche jahreszeitliche Variationen. Aus den Messwerten der Profile „Fr“ und „Mi“ gehen Jahresgänge mit Konzentrationsspitzen während der Frühjahrs- und Sommermonate hervor (Anhang I, Tab.1-13). „Fb1“ und „Fb2“ zeigen hingegen Konzentrationspeaks mit einsetzendem Frühjahr. Hier sollte allerdings beachtet werden, dass in beiden Böden die Variationen des DOC anhand deutlich geringerer Probenzahlen ermittelt wurden. Minimalwerte treten überwiegend während der Wintermonate auf.

6.1.2 Schwermetallstatus und Schwermetalldynamik

Schwermetallgehalte

Die königswasserlöslichen Schwermetallgehalte der untersuchten Profile (Tab. 6.1.9) zeigen ein ähnliches Bild wie die Ergebnisse der Mischproben: So verfügen alle Böden über relativ hohe Konzentrationen an Pb und Zn und erhöhte Gehalte an Cd und Cu. As, Cr, Fe und Ni weisen überwiegend relativ ähnliche Konzentrationen vor, wie sie in den Substraten weniger anthropogen belasteter Gebiete mit devonischem Anstehenden festgestellt wurden (LABO 2003, S.90; WIEBER 1994, S.88). Die relativ hohen Mn-Gehalte können als Eigenschaft der Auenböden betrachtet werden, da dieses Element in (hydr-)oxidischer Form besonders im Schwankungsbereich des Grundwassers pedogen angereichert wird (FITTSCHEN & GRÖNGRÖFT 2000, S.79).

Steigende Gehalte des königswasserlöslichen Cd, Pb und Zn mit Übergang zu mittleren und unteren Bodenbereichen sind, wie auch bei den Mischproben, in den

Profilen „Fr“, „Mi“ und „Fb2“ deutlich vorhanden, was darauf schließen lässt, dass die dortigen Altlasten von vergleichsweise geringer belasteten Sedimenten der Lahn allmählich überdeckt werden (MOHR 2013, S.14). „Fb1“ hingegen erweist sich dadurch als homogener, dass die Minimal- und Höchstgehalte der untersuchten Elemente nicht auf jeweils eine Tiefenstufe beschränkt erscheinen. „Mi“ verfügt im Falle aller Elemente über die höchsten Konzentrationen, wobei in 50-60 cm Tiefe auch königswasserlösliches As und Cr beim Vergleich mit rheinland-pfälzischen Hintergrundwerten (LABO 2003, S.90) leicht erhöhte Gehalte erkennen lassen.

Profil	Hori- zont	Tiefe cm	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
„Fr“	aM	10	7,51	1,34	23,8	76,7	32,8	2,78	25,9	190	787
	aGo-M	30	20,7	4,95	30,2	189	44,1	6,40	30,2	663	2371
	aGo	60	13,3	2,52	21,6	111	33,6	4,21	24,2	522	1362
„Mi“	aM	10	14,5	6,43	99,7	245	58,5	4,88	74,4	470	2431
	aGo	30	14,4	8,99	95,9	208	46,5	4,07	65,5	471	3295
	aGr	60	50,2	9,25	47,3	400	64,8	8,95	58,6	1257	4704
„Fb1“	aM	10	12,5	5,52	88,4	110	38,0	2,44	55,5	449	1604
	aGo-M	30	20,3	6,20	77,6	146	46,2	3,47	59,5	751	2114
	aGo	60	38,3	3,87	51,0	169	46,1	4,28	58,4	928	1910
„Fb2“	aM	10	9,62	1,77	44,4	67,7	33,0	2,29	48,7	145	874
	aGor	30	11,1	2,71	50,2	69,8	33,3	2,44	49,5	306	1284
	aGor	60	10,1	2,63	44,7	84,2	29,3	2,22	44,0	315	1308

Tab.6.1.9: Königswasserlösliche Schwermetallgehalte der untersuchten Profile.

Schwermetallgehalte der Interstitialwässer

Boxplotdiagramme und monatliche Messwerte⁴ zu Gehalten gelöster Schwermetalle sind in den Abbildungen 6.1.9-6.1.17 dargestellt. Die Schwermetallgehalte der Interstitialwässer werden folgend nach Angaben der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999; vgl. Anhang V, Tab.3) sowie nach den Geringfügigkeitsschwellenwerten für Grundwässer der LAWA (2005; vgl. Anhang V, Tab. 2) beurteilt.

Ergänzend dazu werden, wenn vorhanden, bestehende Korrelationen der jeweiligen Elemente angesprochen. Die Elementkonzentrationen in 5-10 cm werden offensichtlich stark von Verdünnungsprozessen überprägt, worauf negative Korrelationen zwischen einzelnen Elementen und volumetrischer Bodenfeuchte sowie ein auffällig häufiges Korrelieren zwischen den einzelnen Elementen untereinander hinweist (Anhang I, Tab.2-24). Aufgrund der dadurch deutlich reduzierten Aussagekraft werden im Verlauf dieses Kapitels lediglich die in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe vorgefundenen Korrelationen behandelt. Dabei werden nur Korrelationskoeffizienten dargestellt, die mindestens schwache Zusammenhänge ($r > 0,50$) zwischen den jeweiligen Variablen aufweisen, ein Signifikanzniveau von

⁴ Bei der Interpretation von Tabellen mit monatlichen (Durchschnitts-)konzentrationen sollte beachtet werden, dass die Zahl der monatlich entnommenen Proben variieren kann. So fanden in einigen Monaten mehrfache Probenentnahmen statt, während zahlreiche Beprobungen auch nur einmal pro Monat durchgeführt wurden. Die genauen Entnahmedaten zu jedem der Profile sind in Anhang I zu finden. Des Weiteren wurden Extremwerte bei der Darstellung und Berechnung monatlicher Gehaltsänderungen ausgeschlossen, Ausreißerwerte wurden hingegen verwendet, da diese im Verlauf der Messreihen häufig wiederholt während den gleichen Monaten auftraten und dadurch als „feste“ Bestandteile der jährlichen Gehaltsvariationen nicht ausgeschlossen werden können.

$<0,05$ erreichen und einheitlich in der gleichen Tiefenstufe von mindestens zwei der untersuchten Böden auftreten. Eine gesamte Auflistung von Ergebnissen der Korrelationsanalysen ist in Anhang I zu finden.

Beim Vergleich der Profile in Form von Boxplotdiagrammen, monatlichen Variationen und Korrelationsanalysen sollte unbedingt berücksichtigt werden, dass „Mi“ über den durchschnittlich größten vertikalen Gradienten des Redoxpotentials verfügt, „Fb1“ die geringsten Redoxvariationen innerhalb seines Profils erkennen lässt und „Fb2“ sowie „Fr“ in ihren unteren Bodenbereichen die vergleichsweise größten Variationen der Redoxverhältnisse erfahren. Es kann angenommen werden, dass sich diese Gegebenheiten auf die gelösten Schwermetallfraktionen der jeweiligen Böden auswirken, woraus sich möglicherweise Differenzen von Elementgehalten oder Konzentrationsänderungen in gleichen Tiefenstufen erklären.

Gelöstes As verfügt mit zwischen 0,40–603 $\mu\text{g/l}$ liegenden Medianwerten über eine relativ große Spannweite seiner Messwerte. Auffallend sind Konzentrationen innerhalb der oberen Bodenbereiche, die im Vergleich mit Prüfwerten der BBODSCHV (Anhang V, Tab.3) und den Geringfügigkeitsschwellenwerten der LAWA (Anhang V, Tab.2) durchweg als relativ gering betrachtet werden können. Allerdings zeigt „Mi“ in 50-60 cm Tiefe vergleichsweise sehr hohe Konzentrationen. Prüfwerte und Geringfügigkeitsschwellenwerte werden hier kontinuierlich stark überschritten, in „Fr“ treten diese Überschreitungen in gleicher Tiefe und weniger stark ausgeprägt während der Sommermonate auf.

Die trotz ähnlicher Pseudototalgehalte zwischen den einzelnen Profiltiefen auftretenden Variationen des gelösten As erklären sich aus dessen gewöhnlich starker Sorption durch Metall(hydr-)oxide (CHENG et al. 2009, S.18), deren Gegenwart wiederum erheblich von den vorherrschenden Redoxbedingungen beeinflusst wird (RUPP et al. 2010, S.1444). Die Beeinflussung des gelösten As durch die Redoxverhältnisse eines Bodens geschieht durch die unter reduzierenden Verhältnissen stattfindende Anlösung (hydr-)oxidischer Fe- oder Mn-Verbindungen, wodurch die Menge dieser wichtigen As-Sorbenten stark herabgesetzt werden kann. Dies drückt sich dadurch aus, dass die größten Spannweiten und Medianwerte immer in den Bodentiefen mit den niedrigsten Redoxpotentialen auftreten, wie beispielsweise bei „Fr“ und „Mi“ in 50-60 cm Tiefe. Die Horizonte mit verstärkter As-Freisetzung zeigen erwartungsgemäß häufig negative Korrelationen zu Messwerten des Redoxpotentials (Tab. 6.1.10).

Die auffallend hohen Konzentrationen bei Profil „Mi“ erklären sich aus der Kombination der höchsten königswasserlöslichen Anteile und der Gegenwart des steilsten vertikalen Redoxgradienten. Das gleichzeitige Auftreten hoher Mengen an gelöstem Fe lässt zudem vermuten, dass hier neben der Freisetzung der an den Mineraloberflächen sorbierten As-Anteile zusätzlich vergleichsweise größere Anteile an geogenem As mobilisiert werden (BORCH et al. 2010, S.17), als in den anderen Böden. Bei „Fb1“ werden, mit der Ausnahme von Hochwasserereignissen, nicht ausreichend reduzierende Verhältnisse erreicht, die eine Freisetzung des gelösten As bewirken könnten. In 50-60 cm Tiefe des Profils „Fb2“ hingegen sollten die Redoxbedingungen ausreichen, um die Sorption des gelösten As deutlich herabzusetzen. Dies wird allerdings nur relativ schlecht durch eine sehr leichte Gehaltszunahme mit Übergang zu dieser Tiefenstufe sichtbar. Warum im Vergleich zu „Fr“ trotz ähnlichen Pseudototalgehalten, Redoxverhältnissen und Mengen an gelöstem Fe in dieser Tiefenstufe deutlich weniger As freigesetzt wird, geht aus den Untersuchungen nicht hervor.

As ist eines der wenigen Elemente, das Korrelationen zum Redoxpotential der unteren Bodenbereiche vorweist. Die Tatsache, dass die Redoxverhältnisse der Böden relativ selten innerhalb der Korrelationsanalysen in Erscheinung treten, ist auf ihre Wirkungsweise zurückzuführen: Da das Sorptionsverhalten der untersuchten Elemente erst mit dem Überschreiten bestimmter Schwellenwerte des Redoxpotentials, beispielsweise der beginnenden Lösung bestimmter Metalloxide oder der Bildung sulfidischer Verbindungen in größerem Umfang beeinflusst wird, sollten kleinere Redoxänderungen die löslichen Fraktionen der verschiedenen Spurenelemente wenig beeinflussen. Das Zusammenwirken zwischen Redox- und Bindungsänderungen kommt entsprechend in den Korrelationsrechnungen, zumindest so wie sie vorgenommen wurden, nur bei hiervon sehr stark beeinflussten Elementen in Bodentiefen mit relativ großen Variationen der Redoxverhältnisse zum Ausdruck. Die bestehenden negativen Korrelationen zwischen As und Redoxpotential beruhen auf der weiträumigen Sorption des As durch (hydr-)oxidische Verbindungen des Fe und Mn und einer verstärkten Freisetzung unter ausreichend reduzierenden Bedingungen. Entsprechend bestehen ebenfalls deutliche Korrelationen des As mit den Konzentrationen des gelösten Fe und Mn, was die Bedeutung deren (Hydr-)oxide als Sorbenten bestätigt.

Die bestehenden Korrelationen zu Cd und Ni hingegen beruhen auf parallelen Bindungsänderungen dieser Stoffe unter den gegebenen Redoxverhältnissen und beeinflussen damit nicht direkt Mobilitätsänderungen des gelösten As. Die Ursache für das negative Korrelieren mit gelöstem Cd kann anhand der vorliegenden Ergebnisse nicht sicher erklärt werden. Möglicherweise handelt es sich um die Folge gegenläufiger Konzentrationsänderungen, die aus einer einsetzenden Freisetzung des As unter steigendem Grundwasserspiegel und einer zeitgleichen Immobilisierung oder steigenden Verdünnung der gelösten Cd-Anteile hervorgehen könnte. Umgekehrt verfügt Cd unter oxischen Bedingungen, bei denen As zu hohen Anteilen sorbiert wird, über seine größte Mobilität (ALLOWAY & AYRES 1996, S.179).

Die Korrelationen zu Ni beruhen auf dessen Affinität zur Sorption durch Metall(hydr-)oxide (ANTIC MLADENOVIC et al. 2011, S.413). Während deren Zersetzung unter reduzierenden Bedingungen werden As und Ni entsprechend mehr oder weniger zeitgleich freigesetzt.

As	Tiefe (cm)	eH (mV)	Cd	Fe	Mn	Ni
„Fr“	25-35			0,77**	0,73**	
	50-60	-0,85**	-0,65**	0,89**		
„Mi“	25-35			0,94**	0,64**	
	50-60			0,82**	0,55**	0,63**
„Fb1“	25-35					
	50-60					
„Fb2“	25-35				0,59**	
	50-60	-0,85**	-0,52*	0,85**	0,86**	0,61**

Tabelle 6.1.10: Bestehende Korrelationen des As in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.

* = Signifikanz auf dem Niveau 0,05;

** = Signifikanz auf dem Niveau 0,01.

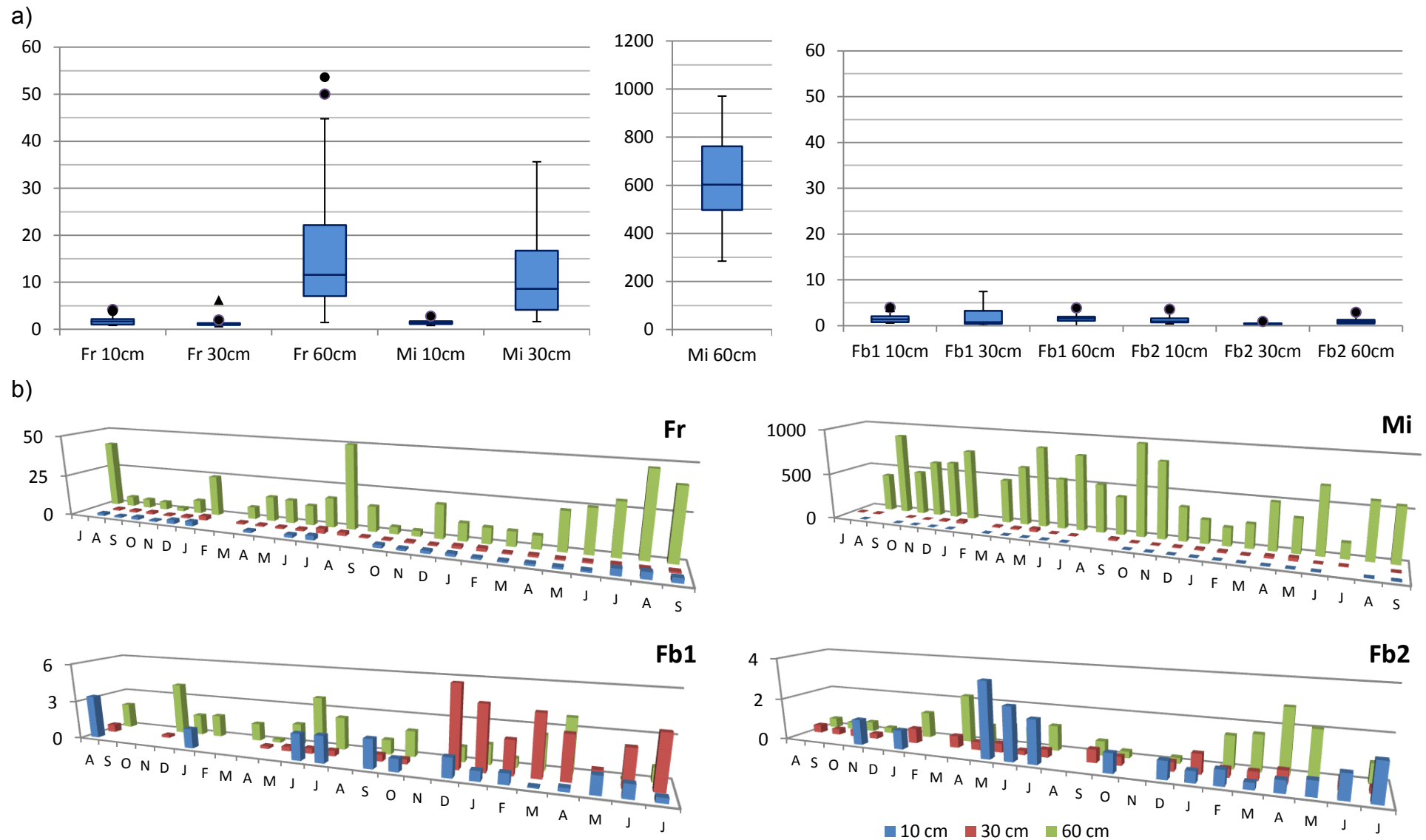


Abbildung 6.1.9: Boxplot-Diagramme (a) und monatliche Gehalte (b) an gelöstem As ($\mu\text{g/l}$) in den untersuchten Profilen.

Der Jahresgang des As zeigt in 50-60 cm Bodentiefe bei Profil „Fr“ Maximalkonzentrationen in den Sommermonaten und Minimalkonzentrationen während Herbst und Winter. Die sommerliche Mobilisation des As beruht wahrscheinlich auf einem abnehmenden Redoxpotential während steigenden Bodentemperaturen. Darauf folgende Konzentrationsabnahmen gehen aus einer zunehmenden As-Sorption während herbstlicher Niedrigstände von Fluss- und Grundwasser hervor. Dies scheint sich, aufgrund der unter niedrigen Temperaturen langsam ablaufenden Redoxänderungen, auch während erneuten Anstiegen des Grundwasserspiegels bis in den Winter hinein auszuwirken. Profil „Mi“ hingegen zeigt in gleicher Bodentiefe durch seinen weniger variablen Grundwasserspiegel keine ausgeprägten Jahresgänge bei ganzjährig hohen Konzentrationen an gelöstem As.

In Fachbach, wo die Tiefengradienten nur sehr schwach ausgeprägt vorliegen, sind ansatzweise ähnliche Variationen der As-Konzentration wie in „Fr“ vorhanden, allerdings fallen diese viel kleinskaliger aus. Zudem sind bei „Fb1“ in 25-35 cm Tiefe auch Höchstwerte des gelösten As während der Wintermonate zu erkennen. Dies stellt möglicherweise eine Folgewirkung des Winterhochwassers 2012/2013 dar, da sich durch die muldenartige Lage eingeströmtes Oberflächenwasser im Bereich dieses Profils relativ lange einzustauen vermag. So stimmt diese sehr leichte Zunahme des gelösten As mit steigenden Konzentrationen des Fe und Pb überein, größere Änderungen der Redoxverhältnisse werden in den Ergebnissen der Geländemessungen jedoch nur ansatzweise sichtbar.

Fe zeigt in seiner Verteilung ein ähnliches Bild wie As, indem in den oberen Bodentiefen ganzjährig relativ niedrige Werte auftreten, während die untersten Profile mit zunehmend reduzierenden Verhältnissen als Folge mikrobiell bewirkter Fe-Reduktion (DU LAING et al. 2009c, S.2925) deutliche Konzentrationszunahmen aufzeigen. Während diese Gehaltsanstiege bei „Fr“ und „Fb2“ erst in 50-60 cm Tiefe vorliegen, treten sie bei „Mi“ durch den steileren vertikalen Gradienten des Redoxpotentials bereits ab 25-35 cm Tiefe auf und erreichen in 50-60 cm Tiefe die vergleichsweise höchsten Konzentrationen. Durch diese ausgeprägten vertikalen Gehaltsänderungen unterscheiden sich die nahe zum Gerinne der Lahn gelegenen Auengleye fundamental von den Eigenschaften der Gley-Vega des Profils „Fb1“, das grundsätzlich in gleichen Tiefenstufen keine vergleichbaren Variationen des gelösten As, Fe oder Mn aufweist.

Erwartungsgemäß bestehen in den Horizonten mit ausreichend reduzierenden Bedingungen und größeren Redoxänderungen Korrelationen zwischen gelöstem Fe und dem Redoxpotential (Tab. 6.1.11). Deren Fehlen bei „Mi“ resultiert dabei auf der Tatsache, dass in 50-60cm Tiefe reduzierende Redoxverhältnisse und hohe Fe-Konzentrationen ganzjährig vorherrschen, so dass deren Beziehung zueinander etwas weniger deutlich in Erscheinung tritt. Die Korrelationen von Fe zu As erklären sich aus der bereits angesprochenen As-Freisetzung während des Zerfalls (hydr-)oxidischer Fe-Verbindungen und der daraus hervorgehenden Reduzierung von Sorptionsplätzen. Die Korrelationen zu Mn wiederum beruhen auf nebeneinander erfolgenden Prozessen der Mobilisation oder Festlegung, da Fe-reduzierende Bedingungen immer bereits eine Reduktion des Mn und den Zerfall seiner (hydr-)oxidischen Verbindungen beinhalten (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.139).

Für die negativen Korrelationen zu gelöstem Cd können die gleichen Ursachen angenommen werden, wie für die bereits erwähnten Korrelationen zwischen Cd und

As. Entsprechend kommt als Ursache wieder ein Zusammenspiel von Verdünnungseffekten und gegenläufigem Sorptionsverhalten in Betracht.

Fe	Tiefe (cm)	eH (mV)	As	Cd	Mn	Pb
„Fr“	25-35		0,77**		0,85**	0,52**
	50-60	-0,85**	0,89**	-0,65**		
„Mi“	25-35		0,94**		0,68**	
	50-60		0,82**		0,73**	
„Fb1“	25-35				0,62**	0,57*
	50-60					
„Fb2“	25-35				0,51*	0,63**
	50-60	-0,91**	0,85**	-0,72**	0,81**	

Tabelle 6.1.11: Bestehende Korrelationen des Fe in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.

* = Signifikanz auf dem Niveau 0,05;

** = Signifikanz auf dem Niveau 0,01.

Für die Korrelationen des Pb kann dessen Affinität zur Bindung an (hydr-)oxidische Verbindungen des Fe (HERMS & BRÜMMER 1984b, S. 421) herangezogen werden. Da allerdings diese Korrelationen nur in 25-35 cm Tiefe bestehen, wo gemeinsame Bindungsänderungen ausschließlich während der hier relativ seltenen, größeren Redoxänderungen einsetzen sollten, ist ein gemeinsamer Eintrag beider Elemente durch aufsteigende Kapillarwässer wahrscheinlicher.

Die Konzentrationen der oberen Bodenbereiche verbleiben in allen Profilen mehr oder weniger konstant niedrig. Jahreszeitliche Variationen des gelösten Fe können in 50-60 cm Tiefe der Profile angenommen werden. Allerdings bestehen keine eindeutigen jahreszeitlichen Konzentrationsänderungen, so treten hohe und niedrige Gehalte sowohl während der Sommer- als auch während der Wintermonate auf. Wahrscheinlich besteht eher eine deutliche Abhängigkeit zum jeweiligen Grundwasserflurabstand, der sich auch innerhalb ein und derselben Jahreszeit erheblich ändern kann. Letztendlich scheinen jedoch zumindest in den Profilen „Fr“ und „Fb2“ leichte Konzentrationsabnahmen während der Spätsommer als Folge niedriger Wasserstände ersichtlich zu werden. In 25-35 cm Tiefe des Profils „Mi“ und 50-60 cm des Profils „Fb2“ sind zudem leichte Zunahmen als Folge hoher Wasserstände während des Frühjahrs zu erkennen. „Fb1“ zeigt keine großen horizontspezifischen Differenzen in den Konzentrationen des gelösten Eisens. Generell treten hier deutlich geringere Konzentrationen auf als in den anderen Profilen. Ähnlich dem As werden mit Beginn des Jahres 2013 in 25-35 cm Tiefe steigende Konzentrationen erzielt, was ebenfalls eine Folgewirkung des gleichzeitig präsenten Hochwassers darstellt.

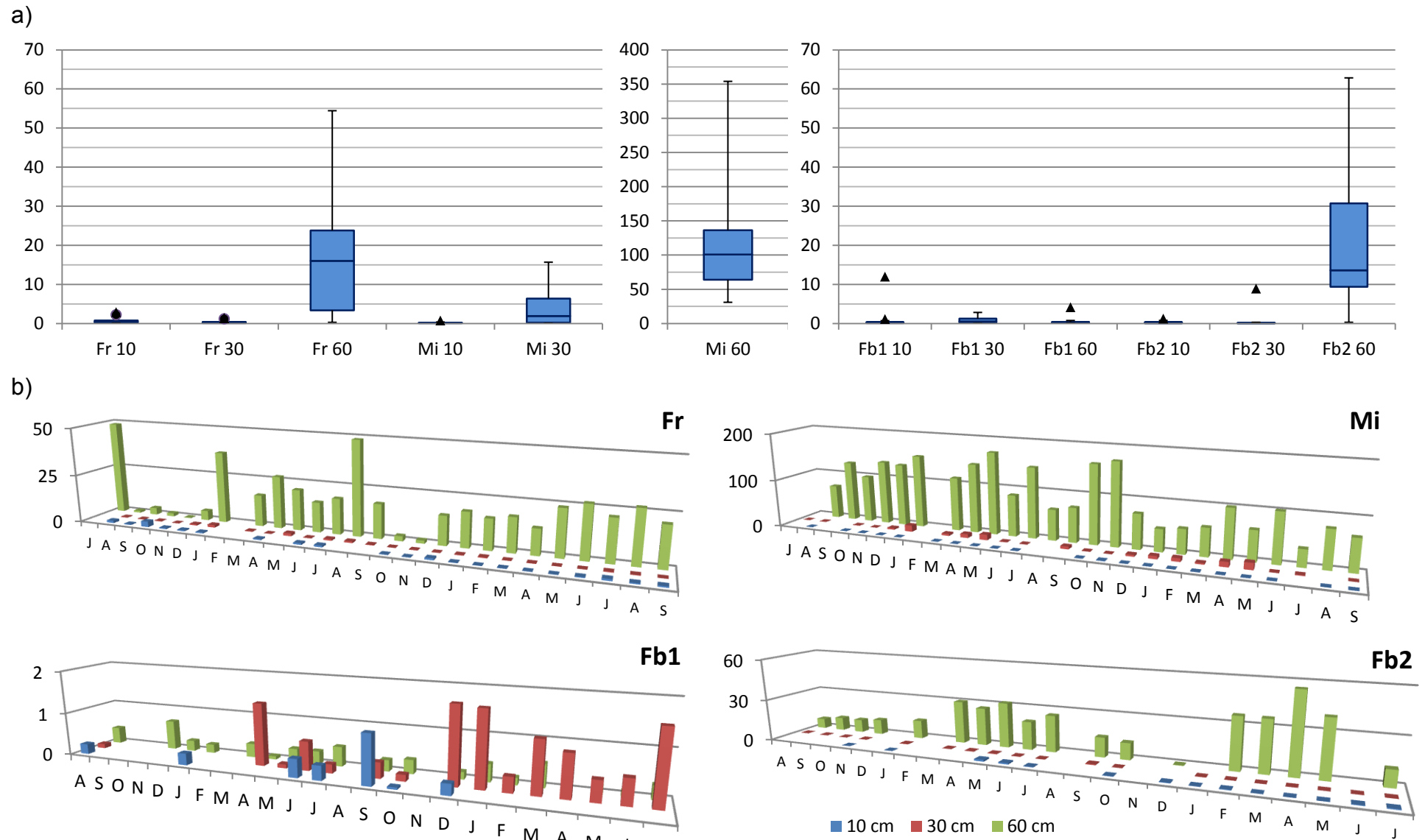


Abbildung 6.1.10: Boxplot-Diagramme (a) und monatliche Gehalte (b) an gelöstem Fe (mg/l) in den untersuchten Profilen.

Auch die durchschnittlichen Konzentrationen des gelösten Mn zeigen vergleichsweise niedrige Gehalte in den obersten Bodenbereichen, die zumeist mit steigender Tiefe und abnehmenden Redoxpotentialen deutliche Zunahmen erfahren. In „Fr“ und „Fb2“ wird dieser Gehaltsanstieg mit dem Übergang zu 50-60 cm Tiefe deutlich, während bei Profil „Mi“ eine verstärkte Freisetzung des Mn bereits in 25-35 cm Tiefe einsetzt. Diese Konzentrationszunahme beruht einerseits auf der Tatsache, dass gelöstes Mn innerhalb dieser Bodenzone durch einen langsamer abfallenden Grundwasserspiegel nach winterlichen Überflutungsereignissen länger verbleiben kann (Abb. 6.1.18). Andererseits können sommerliche Einträge an gelöstem Mn nicht ausgeschlossen werden, da es in Böden mit Grundwassereinfluss durch seine vergleichsweise bessere Reduzierbarkeit über aufsteigende Kapillarwässer gewöhnlich in höhere Bodenbereiche eingetragen wird, als gelöstes Fe (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.139). In 50-60 cm Tiefe des gleichen Profils wird unter dem vergleichsweise niedrigsten Redoxpotential der höchste Medianwert des gelösten Mn erreicht. „Fb1“ zeigt, wie auch bei As und Fe, durchweg niedrige Gehalte und keine größeren tiefenspezifischen Unterschiede.

Neben dem bereits erwähnten Korrelieren von As, Fe und Mn bestehen deutliche Korrelationen zwischen gelöstem Mn und Ni. Dies resultiert grundsätzlich daraus, dass das bevorzugt an Metall(hydr-)oxiden gebundene Ni mit deren Verminderung unter reduzierenden Bedingungen verstärkt freigesetzt wird (BROWN et al. 1989, S.87). Dass die besagte Korrelation ausschließlich zwischen Ni und Mn besteht, weist auf eine bevorzugte Bindung des Ni durch (hydr-)oxidische Verbindungen des Mn hin, was mit Untersuchungsbefunden von ZWOLSMAN et al. (1993, S.85) und CANAVAN et al. (2007, S.273) übereinstimmt.

Da Zn unter oxischen Bedingungen gewöhnlich über eine nicht unbedeutende (hydr-)oxidisch gebundene Fraktion verfügt (BRÜMMER et al. 1983, S.350), beruhen die weniger deutlichen Korrelationen zu Zn vermutlich ebenfalls auf Bindungsänderungen ihrer (hydr-)oxidisch gebundener Anteile und einer gleichzeitigen Verdünnung durch variierende Feuchtegehalte. Bestärkt wird diese Annahme durch die Tatsache, dass beide Elemente ausschließlich in den Bodenhorizonten korrelieren, in denen sie bei niedrigem Redoxpotential vergleichsweise hohe gelöste Konzentrationen erreichen.

Mn	Tiefe (cm)	As	Fe	Ni	Zn
„Fr“	25-35	0,73**	0,85**		
	50-60			0,48**	0,62**
„Mi“	25-35	0,64**	0,68**		
	50-60	0,55**	0,73**	0,75**	0,75**
„Fb1“	25-35		0,62**		
	50-60				
„Fb2“	25-35	0,86**	0,51*		
	50-60		0,81**	0,77**	

Tabelle 6.1.12: Bestehende Korrelationen des Mn in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.

* = Signifikanz auf dem Niveau 0,05;

** = Signifikanz auf dem Niveau 0,01.

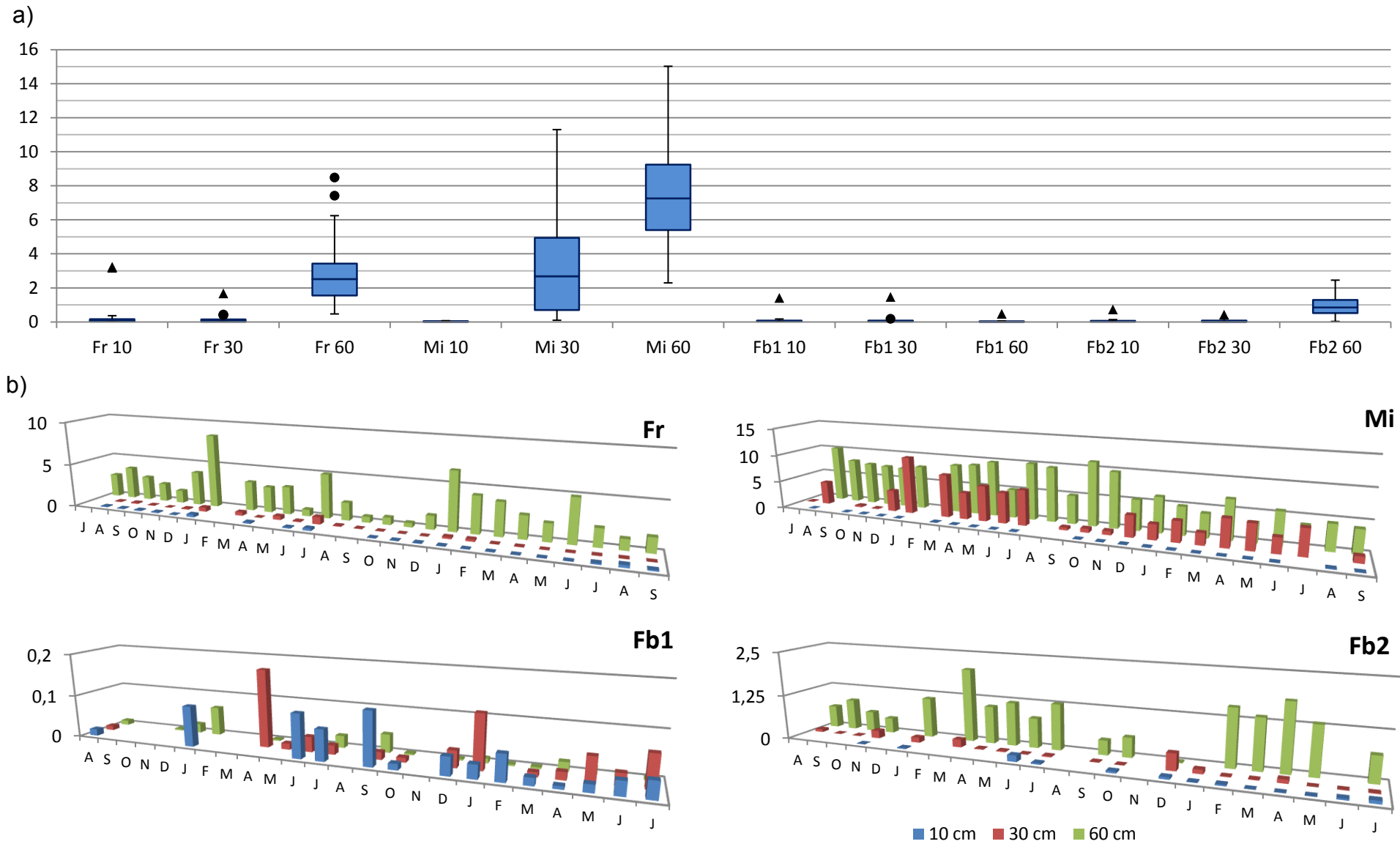


Abbildung 6.1.11: Boxplot-Diagramme (a) und monatliche Gehalte (b) an gelöstem Mn (mg/l) in den untersuchten Profilen.

Im jährlichen Verlauf zeigt Mn starke Variationen im Jahresgang, bei den Böden mit stärker variierenden Redoxbedingungen deutlicher als in denen mit geringerer Variationsbreite des Redoxpotentials. Grundsätzlich bestehen in 5-10 cm Tiefe keine gravierenden Konzentrationsänderungen. Lediglich während hoher Wasserstände oder kurzzeitigen Überflutungen als Folge sommerlicher Starkniederschläge sind einzelne, sehr geringe Konzentrationsanstiege während der Sommermonate zu erkennen (vgl. Kap. 6.1.3). Zumindest bei „Fb2“ in 25-35 cm Tiefe treten mit einsetzendem Winter vereinzelte Konzentrationsanstiege als Folge hoher Fluss- und Grundwasserstände auf. Diese Entwicklung setzt sich deutlicher in gleicher Tiefe bei „Mi“ fort, hier verbleibt gelöstes Mn allerdings bis zum Beginn des Sommers in relativ hohen Konzentrationen. Mit der Ausnahme von „Fb1“ erreichen die unteren Bodenbereiche aller Profile höchste Gehalte in Winter und Frühjahr und niedrigste Konzentrationen in (Spät-)sommer und Herbst. Hierbei werden größere Variationen bei Profil „Mi“ in 50-60 cm Tiefe durch einen hohen Grundwasserspiegel und ganzjährig reduzierende Bedingungen vergleichsweise stärker abgeschwächt. Umgekehrt reichen die Gehaltsanstiege in Winter und Frühjahr in diesem Profil bis in 25-35 cm Tiefe hinein, während unter spätsommerlichen oder herbstlichen Niedrigständen von Fluss- und Grundwasser eine deutlich steigende Immobilisierung des Mn sichtbar wird.

Die Medianwerte des gelösten Cd können insgesamt als moderat eingeschätzt werden, was aus dem Vergleich mit Prüf- und Geringfügigkeitsschwellenwerten (Anhang V, Tab.2-3) hervorgeht. Lediglich in 25-35 cm Tiefe des Profils „Mi“ werden diese Vorgaben nahezu durchgängig überschritten.

Grundsätzlich erreichen alle untersuchten Böden, unabhängig von ihren königswasserlöslichen Konzentrationen, ihre größten Medianwerte oberhalb des Grundwasserspiegels in mittlerer Bodentiefe. Als Ursache hierfür kann ein Eintrag durch Kapillarwässer angenommen werden⁵. Mit zunehmender Bodentiefe sinken die Gehalte des gelösten Cd wieder deutlich ab. In Profil „Mi“ ist diese Konzentrationsabnahme so stark, dass in 50-60 cm Tiefe (0,08 µg/l) durchschnittlich weitaus geringere Konzentrationen als im Profiltop (0,79 µg/l) erreicht werden. Diese nach der Profilbasis auftretende, starke Gehaltsabnahme des gelösten Cd ist vermutlich auf die Sorption durch organische Substanzen und besonders auf eine Fixierung durch die Bildung sulfidischer Verbindungen zurückzuführen⁶, die Cd unter ausreichend reduzierenden Bedingungen erwartungsgemäß eingehen sollte (KERNER & WALLMANN 1992, S.391). In den Profilen „Fr“ und „Fb2“ hingegen treten nach wie vor in 50-60 cm Tiefe leicht höhere Mittelwerte auf als in 5-10 cm. Eine im Jahresverlauf stattfindende längerfristige Fixierung größerer Cd-Mengen durch die Bildung sulfidischer Verbindungen sollte daher für „Fr“ und „Fb2“ weitgehend ausgeschlossen werden, da dies mit weitaus stärkeren durchschnittlichen Gehaltsabnahmen verbunden sein sollte, als sie tatsächlich vorliegen. Dennoch existieren für 50-60 cm Tiefe in den flussabwärts der Wehranlagen gelegenen Auengleyen deutliche Korrelationen zum vorherrschenden Redoxpotential. Wahrscheinlich basieren diese zu gewissen Anteilen auf der besagten Verdünnung gelöster Cd-Anteile bei steigendem Grundwasser. Möglicherweise könnte die vergleichsweise enge Verbindung von Redoxpotential und den Gehalten des

⁵ Eine ausführlichere Diskussion zum Cd-Eintrag durch Kapillarwässer ist in Kapitel 6.1.5 zu finden.

⁶ Eine ausführlichere Diskussion zur Beeinflussung der Cd-Gehalte durch die Bildung sulfidischer Verbindungen findet sich ebenfalls in Kapitel 6.1.5.

gelösten Cd zusätzlich dadurch beeinflusst sein, dass in den betroffenen Profilen „Fr“ und „Fb2“ zumindest phasenweise ausreichend reduzierende Bedingungen auftreten, unter denen seine Konzentrationen durch die Bildung sulfidischer Verbindungen reduziert werden. Dass für Profil „Mi“ keine ähnlichen Korrelationen vorgefunden wurden, ist mit dem weniger variierenden Grundwasserspiegel und den dadurch ganzjährig stärker reduzierenden Bedingungen in Bereichen der Profilbasis begründbar.

Die zur elektrischen Leitfähigkeit bestehenden Korrelationen treten durchweg in 25-35 cm Tiefe auf und sollten auf dem azendenten Eintrag an gelöstem Cd über Kapillarwässer beruhen. Gleichzeitig sollten die Salzgehalte dieser Bodenzonen in Abhängigkeit vom kapillaren Eintrag ähnliche Variationen erfahren wie die Konzentrationen des gelösten Cd. Da Cd in Böden gewöhnlich zu hohen Anteilen unspezifisch sorbiert wird und dadurch in größerem Umfang als die anderen Elemente durch Variationen der Salzkonzentration beeinflusst wird (HERMS & BRÜMMER 1984b, S. 417) ist zusätzlich denkbar, dass die Mobilität des Cd durch eine verstärkte Konkurrenz um Sorptionsplätze zu gewissen Anteilen durch variierende Salzgehalte der Kapillarwässer beeinflusst wird.

Weiterhin korreliert gelöstes Cd in einigen Horizonten negativ mit gelöstem As und Fe, wofür keine völlig ausreichenden Erklärungen bestehen, vermutlich aber der bereits erwähnte Effekt des gegenläufigen Mobilisationsverhaltens als Ursache angenommen werden kann.

Die auffällig häufigen Korrelationen des Cd mit gelöstem Zn resultieren aus der chemischen Ähnlichkeit dieser beiden Elemente und den daraus hervorgehenden Gemeinsamkeiten ihres Bindungs- und Sorptionsverhaltens unter variierenden Redoxbedingungen (BRANDT 2003, S.150; DU LAING et al. 2008b, S.743). So verfügen beide Elemente unter oxischen Bedingungen über größte Anteile ihrer gelösten Fraktionen (HERMS & BRÜMMER 1984b, S.408; CALMANO et al. 1992, S.254), während sie unter ausreichend reduzierenden Verhältnissen zunehmend festgelegt werden (Guo et al. 1997, S.315; GAMBRELL et al.1991, S.364). Dementsprechend unterliegen Cd und Zn unter variierenden Grundwasserständen und Redoxverhältnissen ähnlichen Konzentrationsänderungen.

Cd	Tiefe (cm)	eL ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	eH (mV)	As	Fe	Ni	Zn
„Fr“	25-35	0,75**				0,74**	0,78**
	50-60		0,75**	-0,65**	-0,65**		0,77**
„Mi“	25-35	0,59**				0,74**	0,82**
	50-60						0,49**
„Fb1“	25-35						
	50-60						
„Fb2“	25-35					0,74**	0,61**
	50-60		0,59**	-0,52*	-0,72**		0,68**

Tabelle 6.1.13: Bestehende Korrelationen des Cd in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.

* = Signifikanz auf dem Niveau 0,05;

** = Signifikanz auf dem Niveau 0,01.

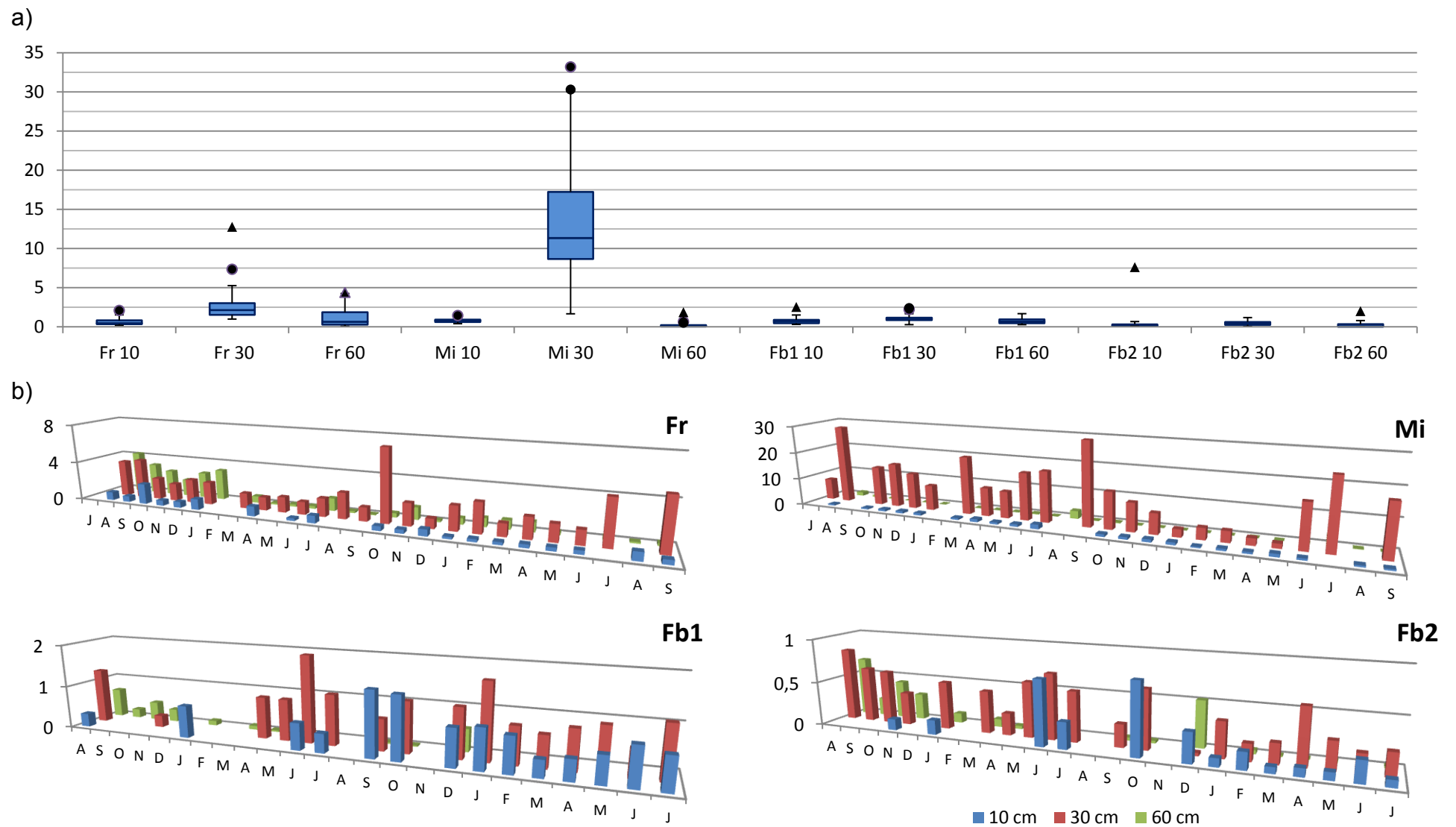


Abbildung 6.1.12: Boxplot-Diagramme (a) und monatliche Gehalte (b) an gelöstem Cd ($\mu\text{g/l}$) in den untersuchten Profilen.

Ursachen für die zwischen Cd und Ni bestehenden, signifikanten Korrelationen basieren möglicherweise auf gleichzeitig erfolgenden Einträgen in die betroffenen Horizontbereiche und parallel einsetzenden Bindungsänderungen ihrer (hydr-)oxidisch gebundenen Fraktionen. Der gleichzeitige Eintrag beider Elemente erscheint plausibel, da nur die Horizontbereiche zwischen 25-35 cm Tiefe Korrelationen zwischen Cd und Ni aufweisen und beide Elemente dort deutliche Konzentrationszunahmen während der Sommermonate zeigen, die vermutlich aus einer gleichzeitigen Einfuhr durch aufsteigende Kapillarwässer resultieren. Bei variierendem Redoxpotential sollten hingegen die (hydr-)oxidisch gebundenen Fraktionen beider Elemente zeitgleich Bindungsänderungen erfahren. Dies würde zwar verschiedene Anteilsverhältnisse umfassen, die Mobilisation oder Fixierung beider Stoffe sollte allerdings relativ zeitgleich ablaufen und somit zum Korrelieren ihrer Konzentrationsänderungen beitragen.

Die monatlichen Variationen des gelösten Cd zeigen im Vergleich der Profile einige Gemeinsamkeiten und Unterschiede: So treten häufig in 5-10 cm oder 25-35 cm Tiefe der untersuchten Böden Konzentrationszunahmen und Höchstgehalte während der Sommermonate auf, was mit Beobachtungen von ELSPASS (1988, S.70ff.), VON GUNTEN et al. (1991, S.3602) und DU LAING et al. (2009c, S.2827) übereinstimmt. Die überwiegend in 25-35 cm Tiefe auftretenden Ausreißerwerte des Cd lassen dabei eine gewisse Regelmäßigkeit erkennen, da sie immer während den gleichen Monaten oder Jahreszeiten der Erhebungsphase auftreten.

Jährliche Variationen des Cd werden deutlich durch die Eigenschaften des jeweiligen Bodens und Spiegeländerungen des Grundwassers modifiziert. Dies wird sichtbar, da sich saisonale Konzentrationsänderungen, wenn auch abgeschwächt, in den Profilen „Fr“ und „Fb2“ bis in 50-60 cm Profiltiefe fortsetzen, während in Profil „Mi“ aufgrund der geringen Wasserstands- und Redoxänderungen in gleicher Tiefe nahezu ganzjährig niedrige Cd-Konzentrationen vorherrschen.

Die Konzentrationen der gelösten Zn-Fraktion sind in grundsätzlich allen Profilen als sehr hoch einzuschätzen, so werden Prüfwerte und Geringfügigkeitsschwellenwerte (Anhang V, Tab.2-3) in allen Böden und nahezu allen Bodentiefen deutlich überschritten.

Gelöstes Zn zeigt in seinen Gehalten bei „Fr“, „Fb1“ und „Fb2“ die höchsten Messwerte und Variationen in 5-10 cm Tiefe bei nach unten deutlich abnehmenden Spannweiten und leicht sinkenden Medianwerten. Bei „Mi“ hingegen sind die höchsten Konzentrationen des Zn in 25-35 cm Tiefe zu finden, während die in 50-60 cm gegenwärtigen Konzentrationen die des Profiltops noch deutlich übertreffen. Dass keine ähnliche Gehaltsabnahme mit fortschreitender Tiefe wie im Falle der anderen Böden erfolgt, könnte möglicherweise mit einer Zunahme der königswasserlöslichen Gehalte in Verbindung stehen, die sich beim Übergang von der Profilmitte zur Profilbasis mehr als verdoppeln. Insgesamt erscheinen die nach 50-60 cm Tiefe erfolgenden Abnahmen zu geringfügig, als dass mit einer bedeutenderen Immobilisierung durch die Bildung sulfidischer Verbindungen ausgegangen werden kann.

Das Korrelieren des gelösten Zn mit Cd und Mn wurde bereits während der Ansprache dieser Elemente angesprochen, wofür das ähnliche geochemische Verhalten von Cd und Zn sowie der Einfluss der (hydr-)oxidisch gebundenen Fraktionen als Ursachen angeführt wurden. Mehrfache Korrelationen bestehen des Weiteren zu Ni und Pb. In beiden Fällen kommen als Ursache, da sich die

bestehenden Korrelationen über verschiedene Profiltiefen erstrecken, parallel verlaufende Bindungsänderungen in Betracht. Demnach werden während Redoxänderungen die (hydr-)oxidisch gebundenen Fraktionen dieser Elemente, wenn auch zu verschiedenen Anteilen, von ihren Sorbenten relativ zeitgleich gebunden oder gelöst. Die auffallend häufigen Korrelationen zwischen Zn und Ni basieren dabei möglicherweise auf ähnlichen Bindungsaffinitäten. So korrelieren beide Elemente mit Mn, dessen Verbindungen offenbar als bevorzugte (hydr-)oxidische Bindungspartner dieser beiden Elemente fungieren.

Zn	Tiefe (cm)	Cd	Mn	Ni	Pb
„Fr“	25-35	0,78**		0,82**	0,54**
	50-60	0,77**	0,62**	0,61**	0,36*
„Mi“	25-35	0,82**		0,89**	0,52**
	50-60	0,49**	0,75**	0,77**	0,56**
„Fb1“	25-35				
	50-60				
„Fb2“	25-35	0,61**		0,69**	
	50-60	0,68**		0,45*	

Tabelle 6.1.14: Bestehende Korrelationen des Zn in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.

* = Signifikanz auf dem Niveau 0,05;

** = Signifikanz auf dem Niveau 0,01.

In ihren Jahresgängen zeigen die verschiedenen Profile unterschiedliche Tendenzen: So erfährt Profil „Fr“ in allen Tiefenstufen relativ deutliche Konzentrationszunahmen des gelösten Zn während der (Spät-)sommer- und Herbstmonate und stimmt dadurch mit ähnlichen Untersuchungsergebnissen von VON GUNTEN et al. (1991, S.3607), KERNER & WALLMANN (1992, S.387) oder DU LAING et al. (2009c, S.2928) überein. In Profil „Mi“ hingegen wurden in 5-10 cm Tiefe einige größere Gehaltszunahmen auch während des Winters festgestellt, während sommerliche Konzentrationsanstiege ansatzweise in 25-35 cm Tiefe sichtbar werden. Ähnlich dem gelösten Cd sollte dies aus verstärkt aufsteigenden Kapillarwässern während niedrigen Wasserständen und steigenden Temperaturen hervorgehen. „Fb1“ und „Fb2“ hingegen lassen in 5-10 cm Tiefe keine deutlichen Jahresgänge erkennen, was sicherlich mit der vergleichsweise geringeren Probenzahl in Zusammenhang steht, die durch sommerliche Trockenheit und das häufige Auftreten entfernter Extremwerte spürbar reduziert wurde. Beide Böden zeigen jedoch in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe deutlichere Jahresgänge mit Spitzenwerten während Sommer und Herbst (Anhang I, Tab.18ff.); dies konnte lediglich in Abbildung 6.1.13 aufgrund der Skalengröße nicht dargestellt werden.

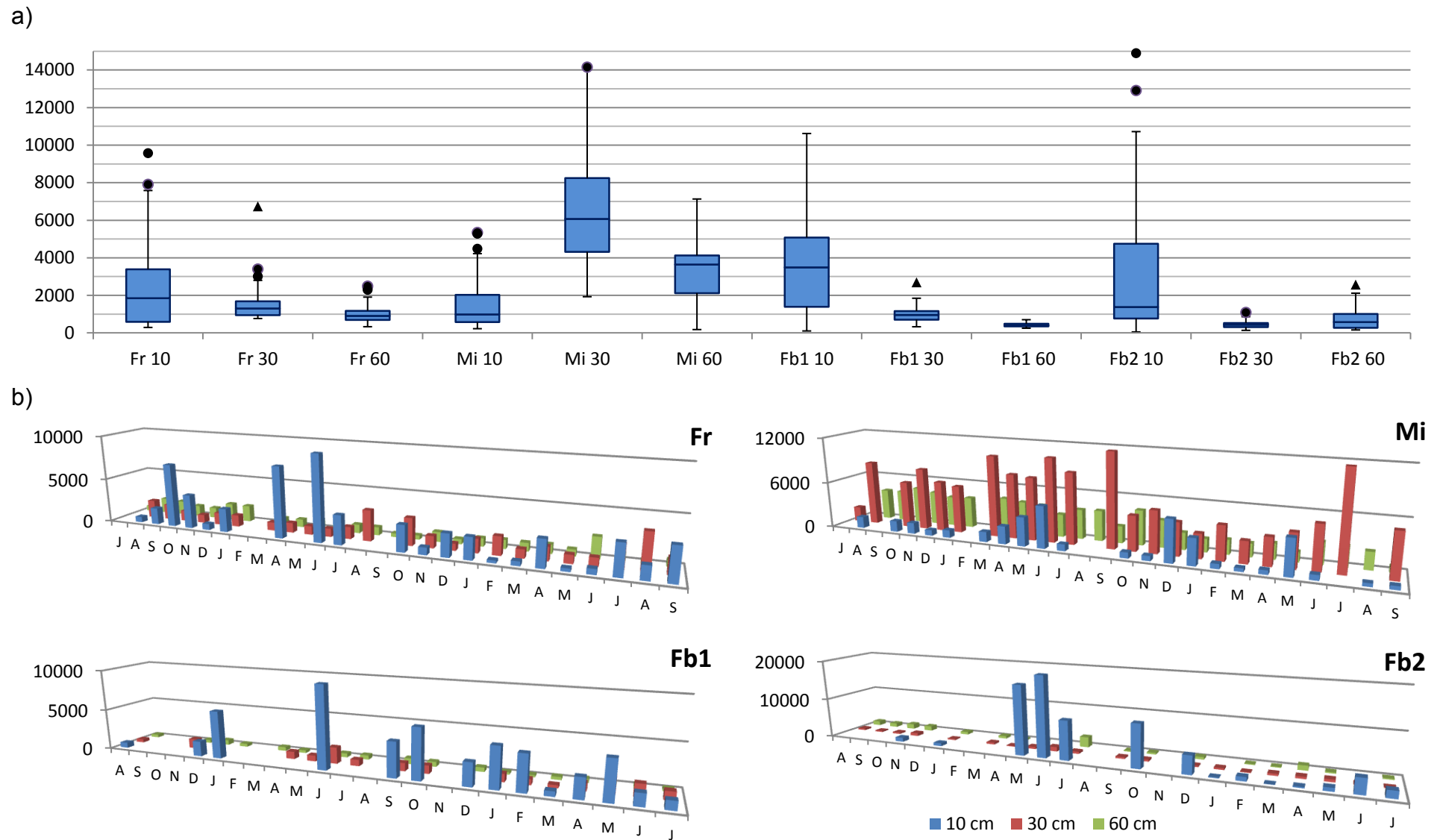


Abbildung 6.1.13: Boxplot-Diagramme (a) und monatliche Gehalte (b) an gelöstem Zn ($\mu\text{g/l}$) in den untersuchten Profilen.

Gelöstes Cu erreicht mengenmäßig moderate Konzentrationen. So werden die Prüfwerte der BBODSCHV (Anhang V, Tab.3) lediglich durch den in 25-35 cm Tiefe vorliegenden Medianwert des Profils „Mi“ überschritten. Die Geringfügigkeitsschwellenwerte der LAWA (Anhang V, Tab.2) werden hingegen lediglich bei Medianwerten der Profilbereiche von „Fb2“ eingehalten.

Cu zeigt in den Profilen ansatzweise ähnliche Gehalte seiner gelösten Fraktion, da es gewöhnlich zu hohen Anteilen von organischen Verbindungen festgelegt wird und somit im Vergleich mit anderen Elementen weniger starke Variationen während Redoxänderungen erfährt (BUYKX et al. 1999, S.26). Die niedrigsten Konzentrationen treten durchweg in den größten Profiltiefen auf, während Höchstgehalte überwiegend in den obersten Bodenbereichen vorliegen. Lediglich Profil „Mi“ zeigt die von Cd und Zn bereits bekannte Gehaltszunahme in 25-35 cm Tiefe. Auffällig sind insgesamt leichte Abnahmen mit dem Übergang nach 50-60 cm Tiefe. Da dies auch für die Gley-Vega des Profils „Fb1“ zutrifft, wo auch in größeren Bodentiefen oxidierende Redoxverhältnisse über lange Zeitspannen verbleiben können, sollte eine Immobilisierung durch die Bildung sulfidischer Verbindungen nicht als Hauptsteuerungsgröße dieser Abnahmen herangezogen werden. Zudem zeigen die gelösten Cu-Konzentrationen, mit der Ausnahme des Profils „Mi“, in allen Bodentiefen relativ zeitgleiche Variationen während ihrer Jahresgänge, was dafür spricht, dass diese tiefenunabhängig durch gleiche Einflussfaktoren gesteuert werden. Entsprechend sollten die leichten Cu-Abnahmen bei fortschreitender Tiefe auf einer aus der gleich gerichteten Zunahme der Bodenfeuchte hervorgehenden, zunehmenden Konzentrationsverdünnung, oder einer besseren organischen Bindung durch tiefenspezifische Qualitätsunterschiede der organischen Substanz beruhen.

Cu	Tiefe (cm)	Cr	Ni	Pb
„Fr“	25-35	0,60**		
	50-60	0,52**		
„Mi“	25-35		0,58**	
	50-60			
„Fb1“	25-35	0,80**	0,73**	
	50-60			0,52*
„Fb2“	25-35		0,62**	
	50-60	0,58**		0,66**

Tabelle 6.1.15: Bestehende Korrelationen des Cu in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.

* = Signifikanz auf dem Niveau 0,05;

** = Signifikanz auf dem Niveau 0,01.

Die Tatsache, dass zwischen Cu und Cr häufige Korrelationen bestehen, bestätigt den in diesem Fall nur geringen oder fehlenden Einfluss sulfidischer Verbindungen in den betroffenen Profilen: Da Cr gegenüber dem Cu unter ausreichend reduzierenden Bedingungen keine sulfidischen Verbindungen ausbildet (SALOMONS et al. 1987, S.19; Guo et al. 1997, S.313), wäre in 50-60 cm Tiefe unter Sulfidbildung ein grundsätzlich andersartiges Verhalten beider Elemente zu erwarten. Stattdessen gleichen sich beide in ihrem Bindungsverhalten, wofür nach Guo et al. (1997, S.312) eine bevorzugte Sorption durch (hydr-)oxidische und organische Verbindungen angenommen werden kann. Da die Korrelationen sowohl in unterschiedlichen Bodentiefen und Bodentypen bestehen, scheinen gleichzeitige Änderungen der

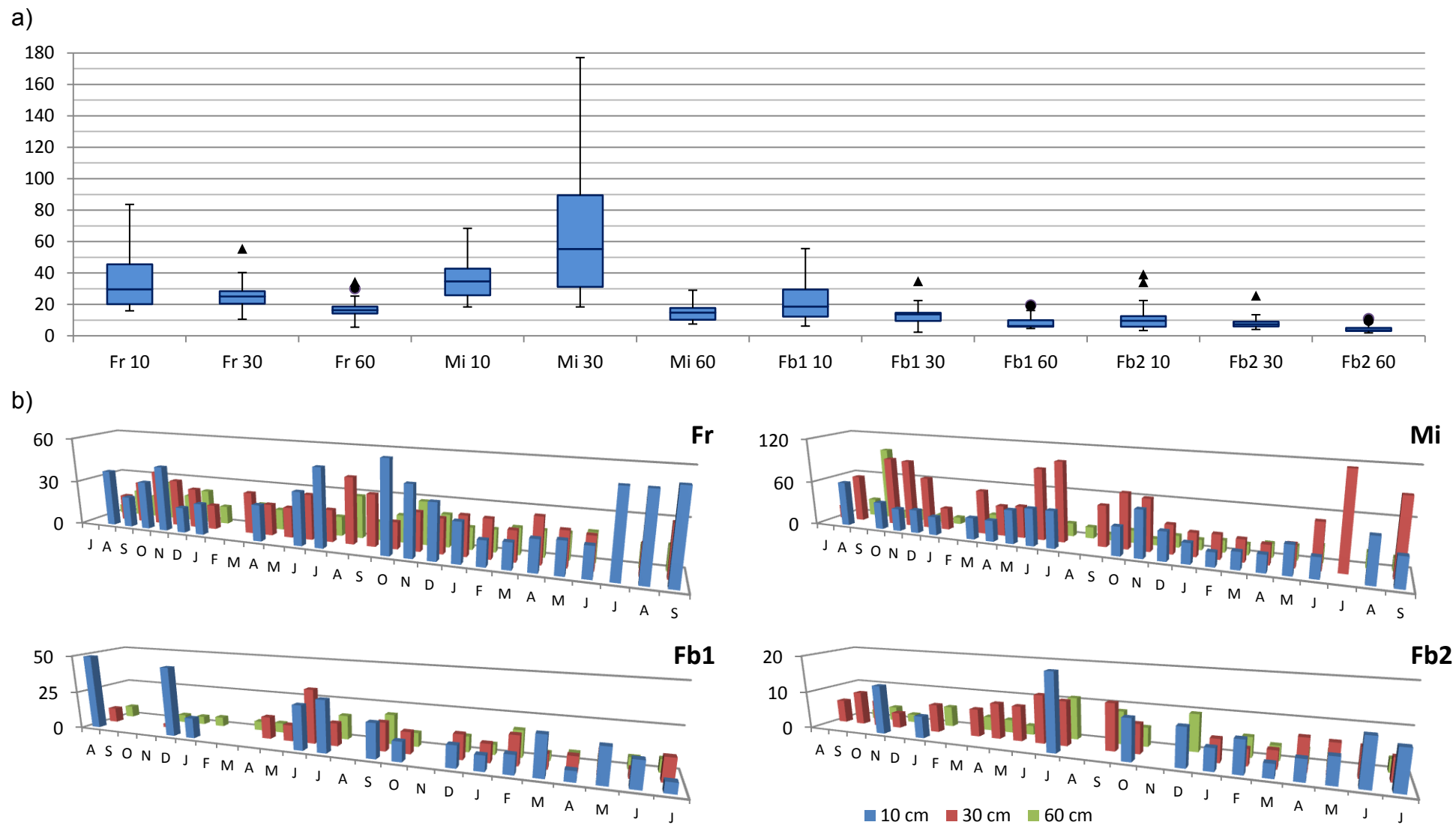


Abbildung 6.1.14: Boxplot-Diagramme (a) und monatliche Gehalte (b) an gelöstem Cu ($\mu\text{g/l}$) in den untersuchten Profilen.

gelösten Anteile durch Verdünnungseinflüsse und Variationen (hydr-)oxidisch gebundener Anteile am wahrscheinlichsten. Möglicherweise erfahren beide Elemente eine zusätzliche Beeinflussung ihres Mobilisationsverhaltens durch die variierende Bildungsrate metallorganischer Komplexe in Abhängigkeit der DOC-Gehalte. Korrelationen zwischen DOC, Cu und Cr bestehen allerdings nur in Einzelfällen.

Signifikante Korrelationen zu Ni wurden nur in 25-35 cm Tiefe festgestellt was, wie bereits bei anderen Elementen sichtbar wurde, auf den Einfluss gemeinsam erfolgender Einträge durch Kapillärwässer hindeutet. Dementsprechend zeigen beide Elemente in der betroffenen Bodentiefe ähnliche Maximalgehalte im Verlauf der Sommermonate, während sie in 50-60 cm Tiefe verschiedenartige Jahresgänge aufweisen.

Cu und Pb zeigen ein häufig ähnliches Bindungsverhalten, wobei jedoch die (Im-) Mobilisierungsprozesse des Pb in wesentlich geringerem Umfang durch organische Verbindungen beeinflusst werden (HERMS & BRÜMMER 1984 S. 412). Da die Korrelationen dieser Elemente nur in 50-60 cm Tiefe bei Profilen auftreten, wo kein größerer Einfluss durch die Bildung sulfidischer Verbindungen zu erwarten ist, müssen sie auf mehr oder weniger gleichzeitigen Bindungsänderungen der (hydr-) oxidisch gebundenen Fraktion beruhen.

Jahreszeitlich zeigen die Profile in nahezu allen Tiefenstufen die größten Gehalte an gelöstem Cu während Sommer und Herbst, was unter anderem auf einer verstärkten Komplexbildung mit gelösten organischen Verbindungen beruhen sollte (VON GUNTEN et al. 1991, S.3607), in Winter und Frühjahr werden hingegen etwas niedrigere Konzentrationen erreicht.

Obwohl nicht einmal die Mengenanteile des Cr^{3+} und Cr^{6+} an den gelösten Gehalten separat betrachtet werden können, werden alle der herangezogenen Grenzwerte für Cr durchweg unterschritten. Die gelösten Anteile sind entsprechend als relativ gering einzuschätzen.

Cr	Tiefe (cm)	Cu	Pb
„Fr“	25-35	0,60**	0,52**
	50-60	0,52**	
„Mi“	25-35		
	50-60		0,55**
„Fb1“	25-35	0,80**	0,67**
	50-60		
„Fb2“	25-35		
	50-60	0,58**	0,76**

Tabelle 6.1.16: Bestehende Korrelationen des Cr in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.

* = Signifikanz auf dem Niveau 0,05;

** = Signifikanz auf dem Niveau 0,01.

Cr zeigt tiefenunabhängig ähnliche Gehalte in nahezu allen Böden. Dies ist insofern interessant, da seine königswasserlöslichen Gehalte deutliche Differenzen zwischen einigen Profilen zeigen. So übertreffen diese beispielsweise in „Mi“ die Messwerte des Profils „Fr“ um das etwa 3-fache (Tab. 6.1.7), ohne dass größere Differenzen ihrer gelösten Fraktionen sichtbar werden. Offensichtlich sind die Anteile der gelösten Fraktion am gesamten Cr relativ gering.

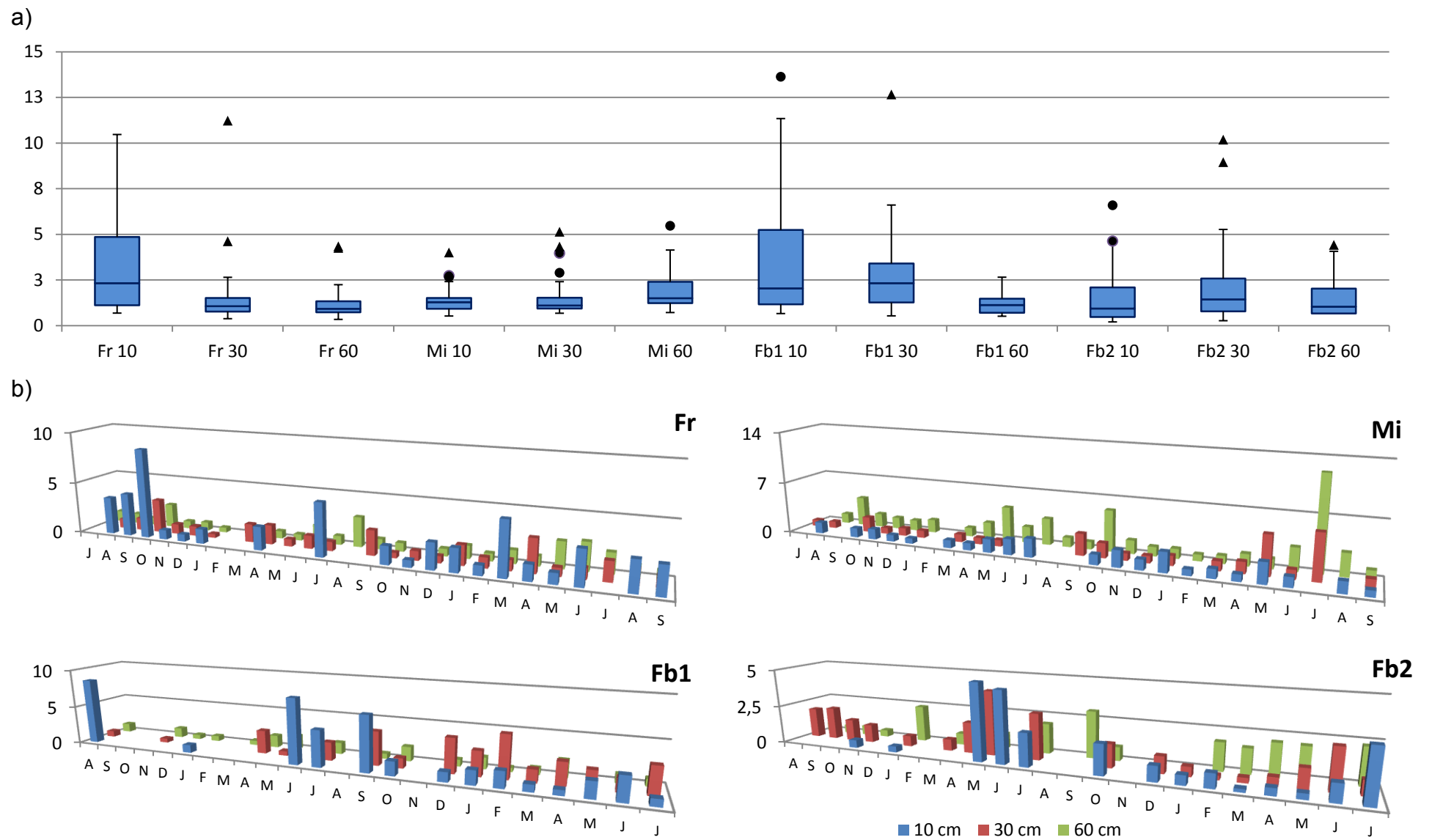


Abbildung 6.1.15: Boxplot-Diagramme (a) und monatliche Gehalte (b) an gelöstem Cr ($\mu\text{g/l}$) in den untersuchten Profilen.

Lediglich in 5-10 cm Tiefe der Profile „Fr“ und „Fb1“ sind etwas höhere Medianwerte und Spannweiten als in den tieferen Profilbereichen zu erkennen, was vermutlich die Folge von Verdünnungsänderungen während variierenden Feuchtegehalten darstellt. Die fehlenden vertikalen Differenzen basieren auf der Tatsache, dass das Sorptionsverhalten des Cr durch gegeneinander wirkende Einflussgrößen gesteuert wird: So kann Cr^{6+} unter oxischen Bedingungen relativ gut durch (hydr-)oxidische Metallverbindungen gebunden werden, während es unter zunehmend reduzierenden Bedingungen zu weniger mobilem Cr^{3+} reduziert wird (Guo et al. 1997, S.312). Dies neigt zwar einerseits zur Bildung metallorganischer Komplexe, kann aber andererseits als $\text{Cr}(\text{OH})_3$ gefällt werden, wodurch Konzentrationsvariationen während Redoxänderungen im Fall des Cr gewöhnlich eher gering ausfallen (DU LAING et al. 2009b, S.364).

Cr zeigt Korrelationen mit zwei Elementen. Die Gemeinsamkeiten zwischen Cr und Cu wurden bereits auf der vorherigen Seite kurz angesprochen. Die häufigen Korrelationen zu Pb sollten auf den verhältnismäßig geringfügig ausfallenden Konzentrationsänderungen beider Elemente beruhen. So stellt Cr ein in Böden vergleichsweise immobiles Element dar (BRANDT 2003, S.7), während Pb gewöhnlich über eine anteilmäßig relativ geringe lösliche Fraktion verfügt (CALMANO et al. 1009, S.255). Zusätzlich ist denkbar, dass die schwachen saisonalen Konzentrationsänderungen beider Elemente ähnlichen Beeinflussungen durch geringfügige Variationen der (hydr-)oxidisch gebundenen Fraktion, Verdünnungsraten oder der gelösten organischen Stoffe unterliegen.

Unabhängig von der jeweiligen Tiefenstufe zeigen die jahreszeitlichen Variationen des gelösten Cr mehrheitlich Höchstkonzentrationen während Sommer und Herbst, die mit der Ausnahme von „Mi“ in den oberen Bodentiefen deutlicher ausgeprägt sind als in den darunter liegenden Bereichen.

Die gelösten Konzentrationen des Ni übertreffen in ihren Medianwerten die Prüfwerte der BBODSCHV (Anhang V, Tab.3) lediglich bei Profil „Mi“ in 50-60 cm Tiefe. Geringfügigkeitsschwellenwerte der LAWA werden im Falle von „Mi“ in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe, sowie bei „Fr“ in 50-60 cm Tiefe überschritten.

Ni	Tiefe (cm)	As	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
„Fr“	25-35		0,74**			0,65**	0,82**
	50-60						0,61**
„Mi“	25-35		0,74**	0,58**		0,58**	0,89**
	50-60	0,63**			0,75**	0,55**	0,77**
„Fb1“	25-35			0,73**			
	50-60					0,64**	
„Fb2“	25-35		0,74**	0,62**			0,69**
	50-60	0,61**			0,81**		

Tabelle 6.1.17: Bestehende Korrelationen des Ni in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.

* = Signifikanz auf dem Niveau 0,05;

** = Signifikanz auf dem Niveau 0,01.

Gelöstes Ni zeigt bei den nahe zum Gerinne der Lahn gelegenen Profilen „Fr“, „Fb2“ und „Mi“ überwiegend wachsende Spannweiten und steigende Mittelwerte mit zunehmender Bodentiefe. Diese Tiefengradienten beruhen auf seiner verstärkten

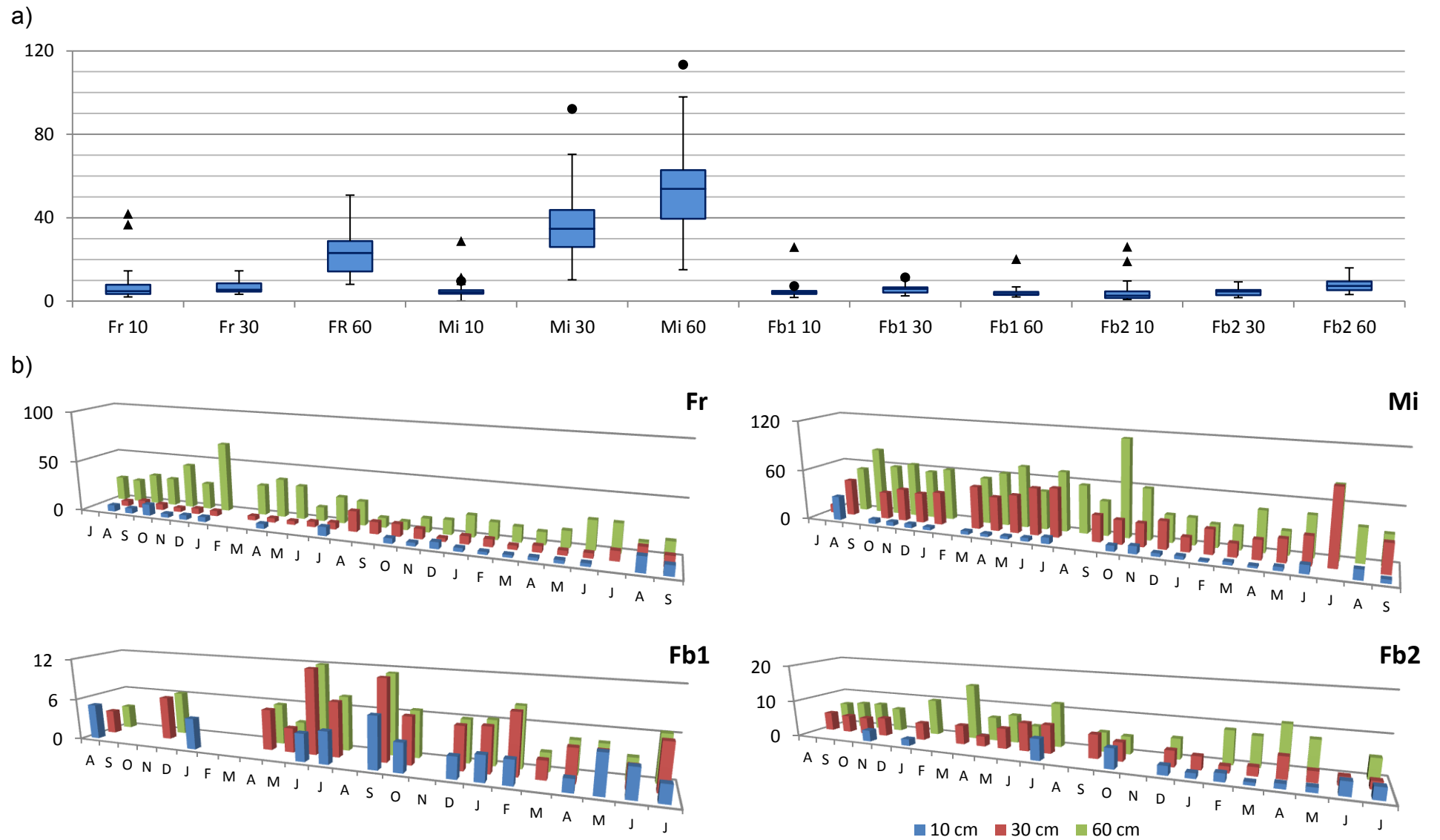


Abbildung 6.1.16: Boxplot-Diagramme (a) und monatliche Gehalte (b) an gelöstem Ni ($\mu\text{g/l}$) in den untersuchten Profilen.

Freisetzung durch die mit der Tiefe zunehmende Lösung (hydr-)oxidischer Fe- und Mn-Verbindungen (DU LAING et al. 2009b, S.364; 2009c, S.2928). So zeigt „Mi“ als Profil mit dem niedrigsten Redoxpotential in 50-60 cm Tiefe die größte Zunahme des gelösten Ni, während Profil „Fr“ bei etwas stärker reduzierenden Verhältnissen und geringeren königswasserlöslichen Gehalten die Freisetzung bei „Fb2“ in gleicher Tiefenstufe übertrifft. Durch die weitaus niedrigeren vertikalen Variationen des Redoxpotentials zeigt „Fb1“ wiederum die geringsten tiefenspezifischen Unterschiede.

Die Variationen des Ni korrelieren mit zahlreichen Elementen, deren mögliche Ursachen für As, Cd, Cu, Mn und Zn bereits auf den vorausgegangenen Seiten angesprochen wurden. Für nahezu alle Fälle wurde als Ursache der Einfluss der Lösungs- und Bildungsprozesse (hydr-)oxidischer Verbindungen angeführt, wobei besonders Verbindungen des Mn eine bedeutende Rolle als Ni-Sorbent zu spielen scheinen. Lediglich für Cd und Cu sind zusätzlich, da Korrelationen zu Ni ausschließlich in den Profilmitten vorliegen, gemeinsame Einträge durch Kapillarwässer denkbar. Ähnliche Ursachen können auch für die Korrelationen zwischen Ni und Pb angenommen werden. Da Pb als Element bekannt ist, das zu großen Anteilen (hydr-)oxidisch gebunden sein kann (HERMS & BRÜMMER 1984, S. 421), sollten dessen Variationen mit denen des Ni während der Bildung oder dem Zerfall von Metall(hydr-)oxiden einher gehen. Ein paralleler Eintrag beider Stoffe in die mittleren Bereiche der betroffenen Horizonte ist theoretisch allerdings nicht auszuschließen.

In seinem Jahresverlauf zeigt gelöstes Ni während Frühjahr und Sommer leichte Zunahmen innerhalb aller Profile. Diese Variationen finden in nahezu allen Bodenbereichen statt, durch die vertikalen Gehaltsgradienten in den unteren Bodenbereichen etwas deutlicher als in den oberen. Bei „Fb1“ hingegen umfassen diese jährlichen Variationen in allen drei Beprobungstiefen ähnliche Konzentrationen.

Obwohl Pb über sehr hohe Pseudototalgehalte verfügt, übertreffen seine Medianwerte die Vorgaben der BBODSCHV (Anhang V, Tab.3) in keinem Fall. Geringfügigkeitsschwellenwerte der LAWA (Anhang V, Tab.2) werden nur in Profil „Mi“ überschritten. Ähnlich dem Cu beruhen die verhältnismäßig geringen löslichen Anteile auf der relativ hohen Bindungsstärke, mit der große Anteile beider Elemente für gewöhnlich in Böden festgelegt werden (OPP 1999, S.240). Gelöstes Pb zeigt in den Boxplotdiagrammen nur schwache und absolut uneinheitlich verlaufende Tiefendifferenzen: So lässt Profil „Fr“ tiefenunabhängig relativ gleichbleibende Mittelwerte und Spannweiten erkennen, während „Mi“ einen deutlichen Konzentrationsanstieg nach 25-35 cm Tiefe und nach der Profilbasis wieder leicht abnehmende Messwerte erkennen lässt. „Fr1“ zeigt eine ähnliche Zunahme nach der Profilmitte, auf die eine weitaus stärkere Konzentrationsverringerung nach 50-60 cm Tiefe erfolgt, während die Gehalte bei „Fb2“ mit steigender Tiefe geringfügig abnehmen. Pb korreliert in seinen Gehaltsvariationen mit zahlreichen Elementen, was jedoch im Verlauf dieses Kapitels bereits angesprochen wurde. Die engsten Gemeinsamkeiten zeigen die Variationen des Pb mit denen des Cr. Das Korrelieren mit den anderen, in Tabelle 6.1.16 dargestellten Elementen, beruht vermutlich zu unterschiedlichen Anteilen auf der gemeinsamen Sorption oder Lösung von (hydr-)oxidischen Metallverbindungen, variierenden Verdünnungsraten oder einer gemeinsamen Einfuhr durch Kapillarwässer in mittlere Horizontbereiche.

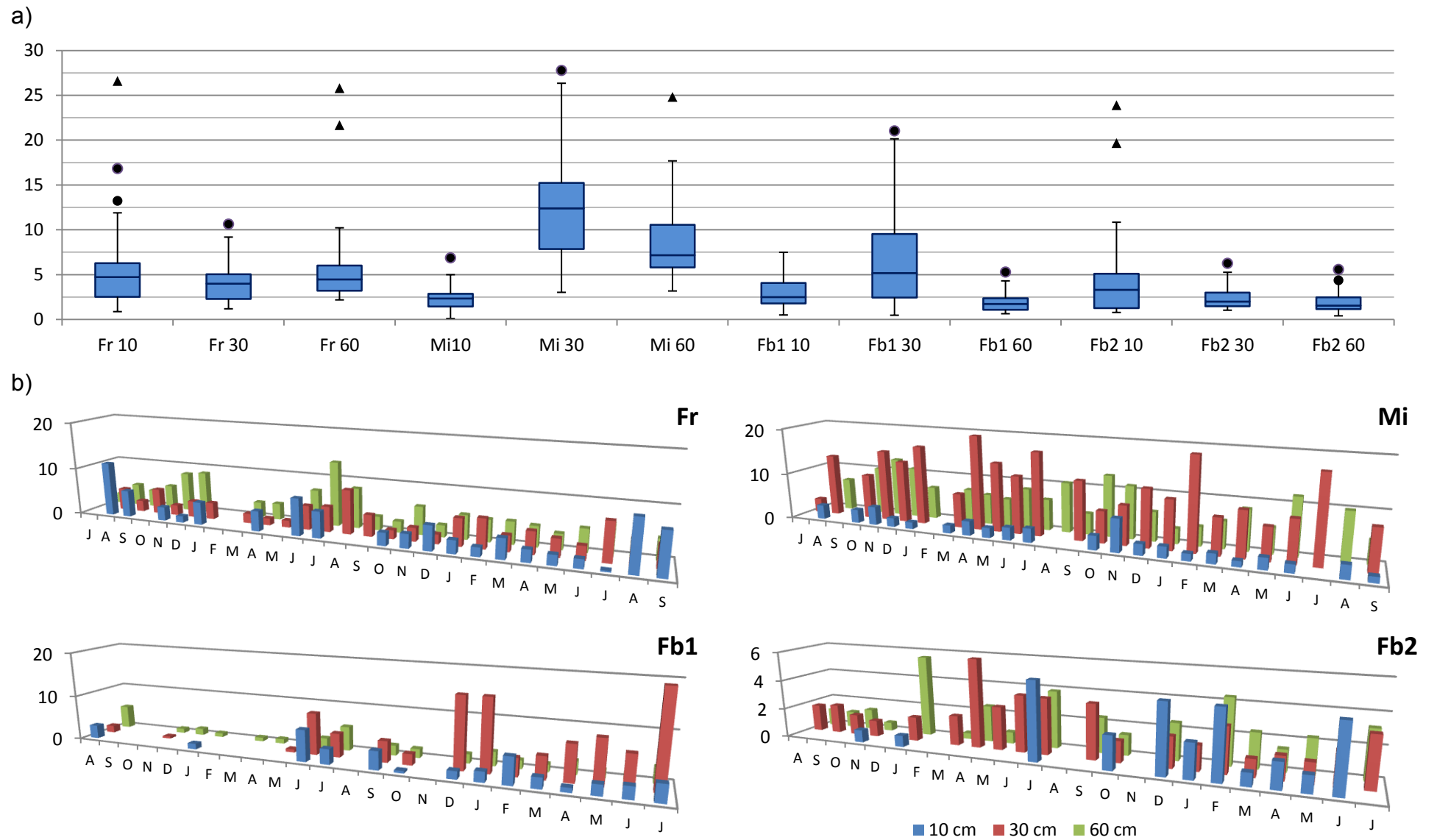


Abbildung 6.1.17: Boxplot-Diagramme (a) und monatliche Gehalte (b) an gelöstem Pb ($\mu\text{g/l}$) in den untersuchten Profilen.

Pb	Tiefe (cm)	Cr	Cu	Fe	Ni	Zn
„Fr“	25-35	0,52**		0,52**	0,65**	0,54**
	50-60					
„Mi“	25-35				0,58**	0,52**
	50-60	0,55**			0,55**	0,56**
„Fb1“	25-35	0,67**		0,57*		
	50-60		0,52*		0,64**	
„Fb2“	25-35			0,63**		
	50-60	0,76**	0,66**			

Tabelle 6.1.18: Bestehende Korrelationen des Pb in 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe.

* = Signifikanz auf dem Niveau 0,05;

** = Signifikanz auf dem Niveau 0,01.

Profil „Fr“ lässt in allen Horizonttiefen Höchstgehalte während der Sommermonate erkennen, während die anderen Böden neben sommerlichen Konzentrationsanstiegen steigende Gehalte auch während der Wintermonate vorweisen.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Medianwerte von Schwermetallkonzentrationen der Interstitialwässer Grenzwerte der BBODSCHV (Anhang V, Tab.3) im Falle des As, Cd, Ni und Zn überschreiten. Dies wurde für As, Cd und Ni allerdings lediglich in einzelnen Horizonten des Profils „Mi“ festgestellt, während sie im Falle des Zn in allen Profilen gegenwärtig erscheinen. Gleiches gilt für die Geringfügigkeitsschwellenwerte der LAWA (Anhang V, Tab.2), allerdings werden diese häufiger auch in den Konzentrationen des Cu und Pb übertroffen.

Aus dem Vergleich der Böden geht hervor, dass die häufigsten Grenzwertüberschreitungen innerhalb der Profile „Fr“ und „Mi“ auftreten, bevorzugt innerhalb der unteren Bodenbereiche. Die relativ nahe zur Lahn gelegenen Profile „Fr“, „Mi“ und „Fb2“ weisen als Gemeinsamkeiten die höchsten Medianwerte an gelöstem As⁷, Fe, Mn und Ni innerhalb der größten Bodentiefen vor, wo gleichzeitig die niedrigsten Mittelwerte des Cu auftreten. Besonders die deutlich erhöhten Konzentrationen des As, Fe und Ni in 50-60 cm Tiefe des Profils „Mi“ weisen auf dessen starke Beeinflussung durch den vergleichsweise geringen Grundwasserflurabstand und die daraus entstehenden Redoxverhältnisse hin. Hiervon unterscheidet sich die in etwas größerer Distanz zur Lahn gelegene Gley-Vega des Profils „Fb1“, wodurch den relativ gering ausgeprägten Redoxgradienten weitaus geringere vertikale Konzentrationsunterschiede innerhalb der obersten 60 cm des Bodens auftreten.

Die höchsten Gehalte der Interstitialwässer an gelöstem Cd treten durchweg in den mittleren Profilbereichen auf, während Zn unter der Ausnahme des Profils „Mi“ innerhalb der oberen Profilbereiche seine durchschnittlichen Höchstkonzentrationen erreicht. Cr, Cu und Pb verfügen über geringe bis moderate Konzentrationen ihrer gelösten Anteile und zeigen bei allen Böden die insgesamt geringsten Reaktionen auf eintretende Änderungen der vorherrschenden Redoxverhältnisse.

⁷ Betrifft in diesem Fall nur die Profile „Fr“ und „Mi“.

Mögliche Fehlerquellen

Zur besseren Einschätzung der hier dargestellten Ergebnisse soll angemerkt werden, dass obwohl mit der ausschließlichen Verwendung von Messdaten mit einer prozentualen Standardabweichung von $<10\%$ versucht wurde, den Einfluss möglicher Messfehler weitgehend gering zu halten, dennoch die Möglichkeit besteht, dass geringfügige Beeinträchtigungen der Messungen stattfinden konnten. So fällt auf dass besonders Cr, weniger auch Ni und Pb über eine höhere Zahl an Extremwerten verfügen als die anderen Elemente. Dabei zeigt das Auftreten dieser Extremwerte keine Konzentrierung auf bestimmte Profile oder Horizonttiefen. Die Ursache hierfür konnte nicht sicher festgestellt werden. Zudem sollte beachtet werden, dass extrem hohe Zn-Gehalte die verwendeten Eichlösungen teilweise in ihren Konzentrationen deutlich übertrafen. Da die Messwerte in diesem Fall anhand der erstellten Eichreihen berechnet wurden, könnten sie größere Abweichungen von ihren tatsächlichen Konzentrationen erfahren haben, als innerhalb der Eichwerte gemessene Ergebnisse.

Bei der Interpretation der Korrelationsanalysen sollte grundsätzlich beachtet werden, dass durch das komplexe Zusammenwirken mehrerer Faktoren die Einflüsse einzelner Parameter relativ schwierig zu erfassen sind (ELSPASS 1988, S.3). Einige der aufgeführten Korrelationen bestehen nur zwischen einzelnen Profilen oder wenigen Tiefenstufen, entsprechend ist die Gegenwart von Scheinkorrelationen grundsätzlich nicht auszuschließen. Umgekehrt besteht die Möglichkeit, dass das Zusammenwirken zweier Parameter aufgrund der Art und Weise der vorgenommenen Berechnungen, der Auswahl der Beprobungstiefen und ihrer spezifischen Wirkungsweise (wie beispielsweise die des Redoxpotentials), nicht im Rahmen der Korrelationsanalysen erfasst wurden. Bei der Interpretation der Korrelationsanalysen sollte außerdem berücksichtigt werden, dass Profil „Fb1“ über die geringste Zahl an durchgeführten Messungen verfügt, während die für die anderen Profile bestehenden Ergebnisse hingegen auf etwas größeren Datensätzen basieren und dementsprechend eine bessere Repräsentativität beinhalten. Das gleiche Problem trifft bei Korrelationsanalysen zwischen einzelnen Elementen und den Gehalten an DOC auf: Da für die Analysen des DOC größere Mengen der Bodenlösung benötigt wurden, konnten diese nur vorgenommen werden, wenn genügend Wasser aus den einzelnen Profilen gezogen werden konnte. Da die Entnahme mengenmäßig besonders in geringen Bodentiefen oder während der Sommermonate häufig relativ gering ausfiel, ist die Stückzahl der analysierten DOC-Proben deutlich geringer als die Daten zu Elementgehalten. Die geringere Datenzahl ist daher möglicherweise die Ursache, dass zu erwartende Korrelationen zwischen bestimmten Elementen und DOC-Gehalten nur einzeln und relativ uneinheitlich auftreten.

6.1.3 Variationen der gelösten Schwermetallfraktionen während Hochwasser

Das Einsetzen und Andauern ereignisbezogener Hoch- oder Niedrigwasserstände in Bereichen der unteren Lahn zeigen Daten des ca. 20 km flussaufwärts der untersuchten Profile gelegenen Pegels Kalkofen (Abb. 3.4). Hieraus gehen insgesamt 4 Hochwasserereignisse während der Erhebungsphase hervor, zwei länger andauernde Winterhochwässer und zwei kurze sommerliche Überflutungen als Folge von Starkniederschlägen. Die Winterhochwässer bestanden in beiden Fällen aus mehreren Hochwasserspitzen, die durch Phasen rückläufiger Pegelstände

voneinander getrennt werden. Durch die unterschiedliche Beschaffenheit von Uferbereichen und Gerinne fielen die jeweiligen Überflutungshöhen und -dauern je nach Profil verschieden aus. Aufgrund seiner Lage im Staubereich der Lahn wurde Profil „Mi“ deutlich kürzer überflutet als alle anderen Böden. Profil „Fr“ wurde zeitweise mit Wasserständen von >1,5 m bedeckt, war aber zumindest während fallender Pegelstände zwischen einzelnen Hochwasserspitzen zugänglich. „Fb1“ und vor allem „Fb2“ waren nahezu während der gesamten Hochwasserereignisse nicht erreichbar. Variationen der in den Interstitialwässern gelösten Schwermetallkonzentrationen wurden daher anhand der Profile „Fr“ und „Mi“ während des Winterhochwassers 2011/2012 untersucht. Während dieses Hochwassers kam es ab dem 5.12.2011 zu einer ersten Überflutung beider Böden, die bis Mitte/Ende Januar 2012 andauern konnte. Durch seine Lage unterhalb der Staustufe wurde Profil „Fr“ bis Ende Januar kontinuierlich überflutet und war besonders zu Beginn des Hochwassers nicht zugänglich. Profil „Mi“ erlangte mit dem Rückgang der ersten Hochwasserwelle Ende Dezember 2011 kurzzeitig seinen aerischen Zustand wieder, und wurde nach einer erneut einsetzenden Überflutung, bis Mitte Januar 2012 mit Wasser bedeckt. Während sinkender Wasserstände wurde es zum Ende des Hochwassers früher wieder freigelegt als Profil „Fr“. Um den möglichen Einfluss von Interstitialwässern auf gelöste Schwermetallkonzentrationen der Lahn während dieses Hochwasserereignisses zu erfassen, wurde die Probennahme durch nahe beider Untersuchungsprofile entnommene Wasserproben der Lahn ergänzt.

Die mit der einsetzenden Überflutung verbundenen Variationen verschiedener Bodeneigenschaften sind in Tabelle 6.1.19 dargestellt, die Datenlücken für die Tiefenstufen 5-10 cm beruhen dabei darauf, dass Probennehmer während des Hochwassers beschädigt wurden. Dennoch wird sichtbar, dass die elektrische Leitfähigkeit innerhalb beider Profile mit einsetzender Überflutung abnimmt, was aus der stofflichen Verdünnung durch das steigende Volumen des Bodenwassers herrührt. In geringeren Bodentiefen ist diese Tendenz wesentlich stärker ausgeprägt als in größerer Tiefe.

Profil:	Mi						Fr			
Datum:	4.12.	5.12.	17.12.	27.12.	12.1.	11.3.	4.12.	27.12.	16.1.	11.3.
10 cm										
µS/cm:	840		231	364	483		701	480	317	
pH:	6,9	n.b.	6,3	6,9	6,9	n.b.	7,1	6,9	6,8	n.b.
mV:	410		431	471	475		424	465	494	
Vol.%	40,6		63,8	53,0	52,3	35,4	35,4	56,4	66,1	35,4
30 cm										
µS/cm:	1096	946	1066	1086	972	371	579	480	416	371
pH:	6,7	7,3	6,6	6,6	6,6	7,1	7,1	6,7	6,7	7,1
mV:	277	189	273	343	249	248	425	464	259	248
60 cm										
µS/cm:	874	823	946	1013	884	630	622	776	671	692
pH:	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,8	7,0	6,4	6,6	6,8
mV:	159	138	141	145	143	195	480	314	220	223

Tabelle 6.1.19: Variationen von elektrischer Leitfähigkeit (µS/cm), pH-Wert und Redoxpotential (mV) während des Winterhochwassers 2011/2012.

Weiß = aerischer Zustand, Blau = subaerischer Zustand. n.b. = nicht berechnet.

Der pH-Wert zeigt in Profil „Fr“ in allen Horizonten leicht abnehmende Werte, während „Mi“ in seinen untersten Profilbereichen durch den dort ganzjährig hohen

Grundwasserspiegel keine Änderungen und in oberen Profiltiefen sogar teils leichte Zunahmen verzeichnet. Variationen des Redoxpotentials fallen bei Profil „Fr“ mit zunehmender Bodentiefe stärker aus, während Profil „Mi“ die deutlichsten Änderungen der Redoxverhältnisse in 25-35 cm Tiefe erfährt. Die geringen Redoxänderungen in 5-10 cm Tiefe beider Profile beruhen auf einer ausreichenden Sauerstoffzufuhr innerhalb dieser Bereiche, während sie in 50-60 cm Tiefe des Profils „Mi“ aufgrund der dort ganzjährig niedrigen Redoxverhältnisse durch die Überflutung kaum noch beeinflusst werden. Die durch das Hochwasserereignis bewirkte Verringerung des Redoxpotentials dauert in den betroffenen Bodentiefen, durch das Verbleiben weitgehend feuchter Verhältnisse und hoher Grundwasserstände, bis ins Frühjahr hinein an. Durch verschieden starke Redoxänderungen in den einzelnen Entnahmetiefen und den dabei jeweils unterschiedlichen Mobilisationsbereitschaften einzelner Elemente bestehen deutliche Differenzen in den Variationen der gelösten Schwermetallfraktionen. Grundsätzlich zeigen beide Böden die höchsten Konzentrationsänderungen in den Tiefen mit den größten Variationen des Redoxpotentials (Abb. 6.1.18).

Die mit dem einsetzenden Hochwasser erfolgenden Zunahmen des gelösten As, Fe und Mn stimmen mit Angaben von RUPP & MEIßNER (2013, S.106) sowie SCHWARTZ et al. (2003b, S.433) überein, wonach es mit der Überflutung von Auenbereichen zuerst zu einer Reduktion des (hydr-)oxidisch gebundenen Mn und einer anschließenden Lösung (hydr-)oxidischer Fe-Verbindungen kommt, was mit einer parallelen Freisetzung der daran bevorzugt sorbierten Elemente verbunden ist. Die ersichtlichen Konzentrationszunahmen des gelösten As, Fe und Mn finden dabei bevorzugt in bestimmten Tiefenstufen statt, bei „Fr“ besonders in 50-60 cm und Profil „Mi“ in 25-35 cm Tiefe. Die Gehaltsänderungen dieser Elemente erfolgen also vorwiegend in den Horizonten mit den größten Variationen des Redoxpotentials und erfassen nicht zeitgleich und gleichstark alle Profilbereiche. Die Grenze der zur Lösung von Fe- und Mn-(Hydr-)oxiden ausreichend reduzierenden Bedingungen scheint dabei langsam innerhalb der Profile nach oben zu wandern. Vergleichsweise geringe Zunahmen dieser Elemente sind allerdings in nahezu allen Tiefenstufen während des Hochwassers vorhanden. As, Fe und Mn erreichen in den betroffenen Horizonten am letzten Messtag während des Hochwassers (16.1.2012) ihre Höchstgehalte. Dabei übertreffen ihre am 9.3.2012 festgestellten Konzentrationen, als Folge der nach dem Abklingen der Hochwasserwelle verbleibenden hohen Wasserstände und Feuchtegehalte, deutlich die vor dem Einsetzen des Hochwassers gemessenen Ausgangswerte.

Gelöstes Cd, Ni und Zn lassen ähnliche Verhaltensmuster erkennen, indem sie in Profil „Fr“ mit beginnender Überflutung durch die einsetzende Lösung (hydr-)oxidischer Verbindungen (RUPP & MEIßNER 2013, S.106) in allen Tiefenstufen und besonders in 50-60 cm Tiefe leichte Konzentrationsanstiege verzeichnen. Bei Profil „Mi“ verbleiben relativ gleichbleibende Konzentrationen dieser Elemente in den untersten Profilbereichen, während leichte Gehaltsabnahmen in 25-35 cm bis zum Ausklang des Hochwassers stattfinden. Obwohl der Boden in dieser Tiefe vermutlich ebenfalls eine zunehmende Freisetzung dieser Elemente durch die Verminderung (hydr-)oxidisch sorbierter Anteile erfährt, führt hier das Aussetzen des kapillaren Aufstiegs während der Überflutung zu einer relativen Abreicherung dieser Elemente. Der Einfluss einer zunehmend sulfidischen Fixierung dieser Elemente kann relativ gut ausgeschlossen werden, da neben Cd und Zn auch Ni der beschriebenen Gehaltsabnahme unterliegt. Ni hatte innerhalb dieses Bodens grundsätzlich

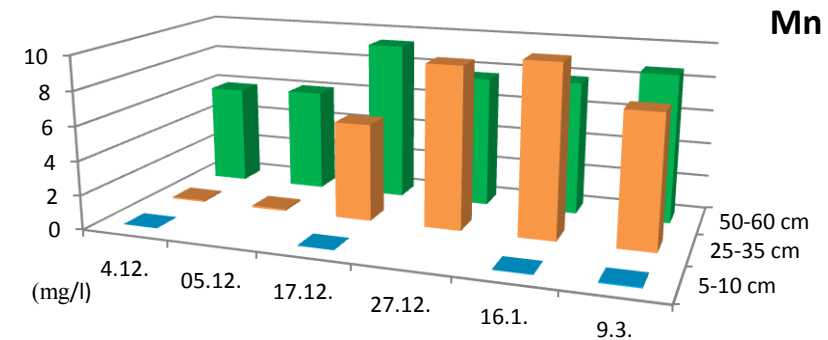
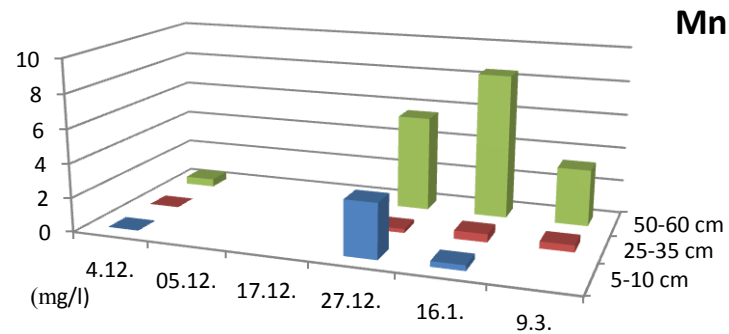
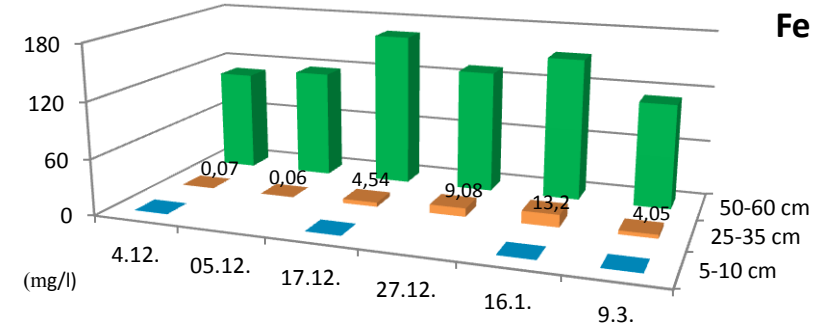
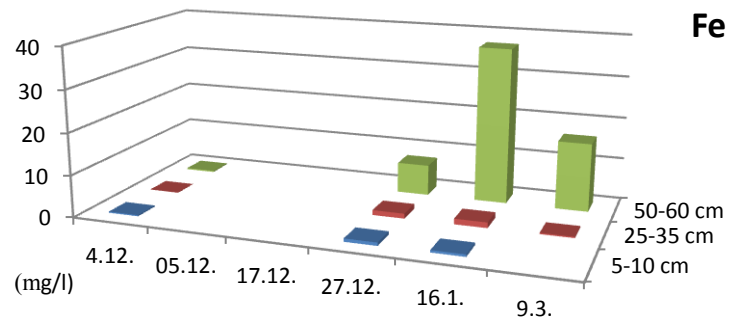
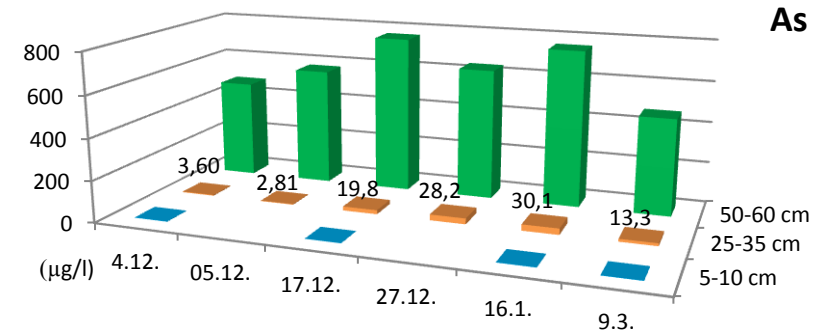
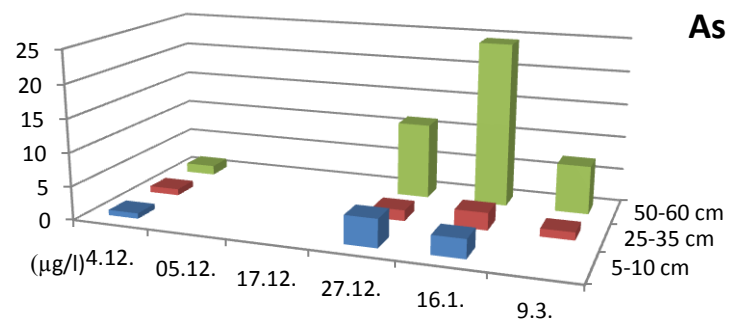


Abbildung 6.1.18: Variationen des gelösten As, Fe und Mn während des Winterhochwassers 2011/2012 in den Profilen „Fr“ (links) und „Mi“ (rechts).

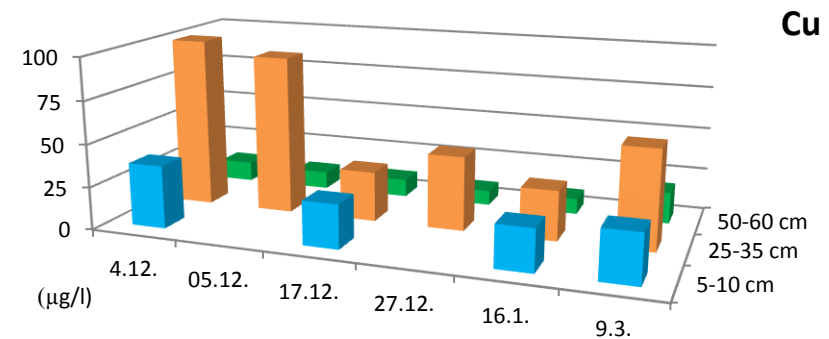
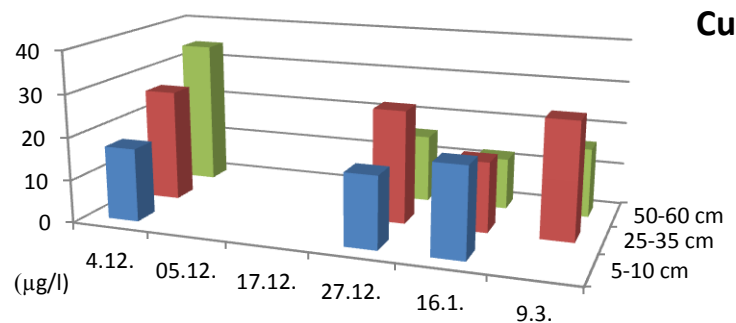
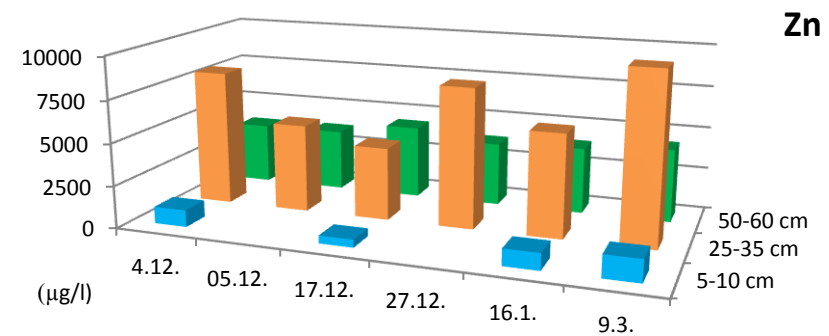
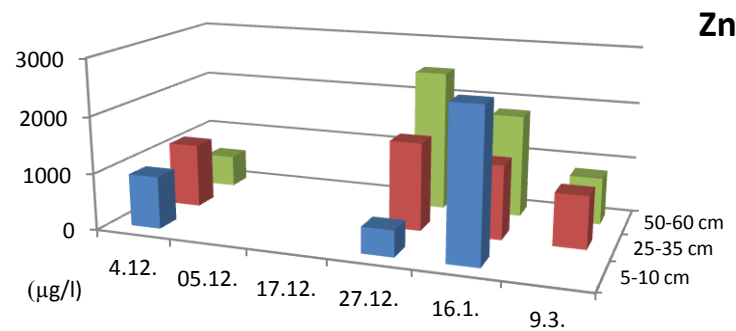
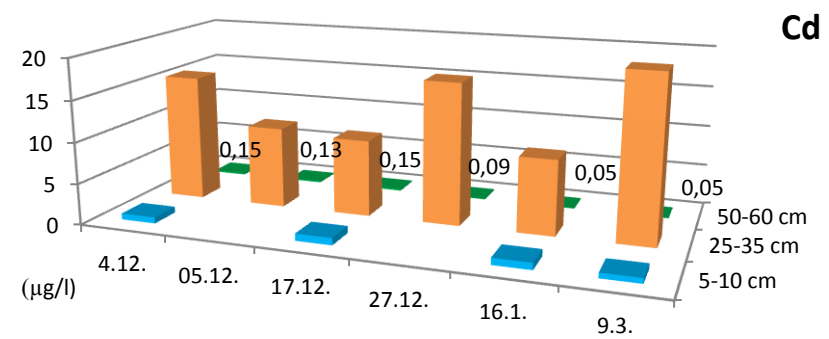
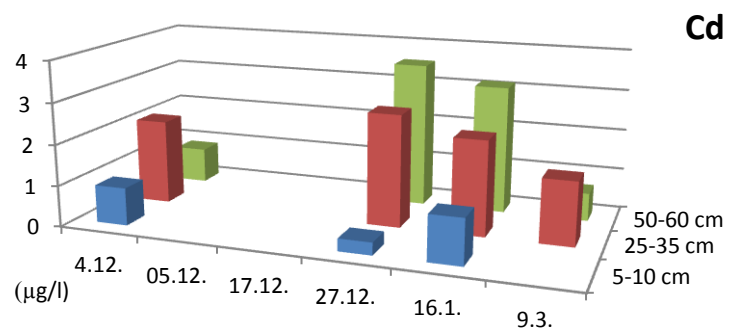


Abbildung 6.1.18 (Fortsetzung): Variationen des gelösten Cd, Zn und Cu während des Winterhochwassers 2011/2012 in den Profilen „Fr“ (links) und „Mi“ (rechts).

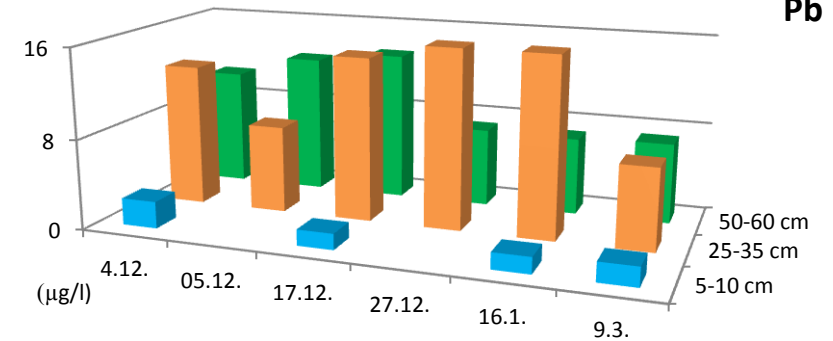
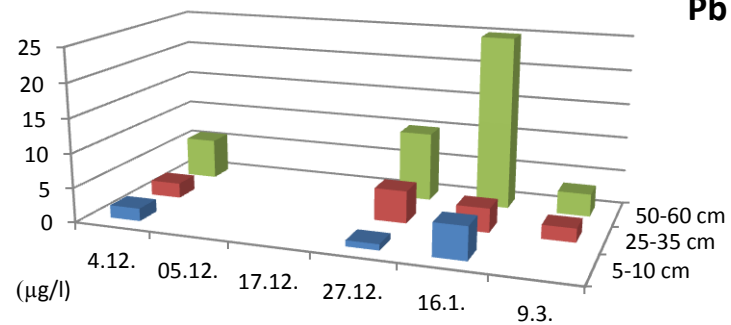
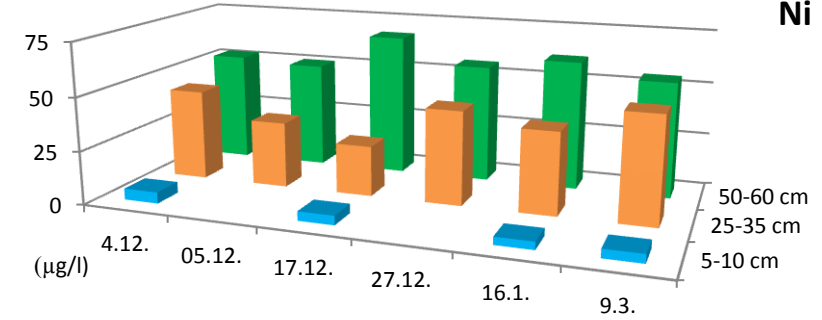
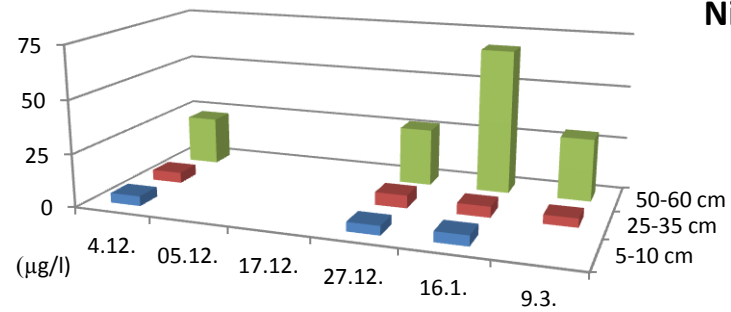
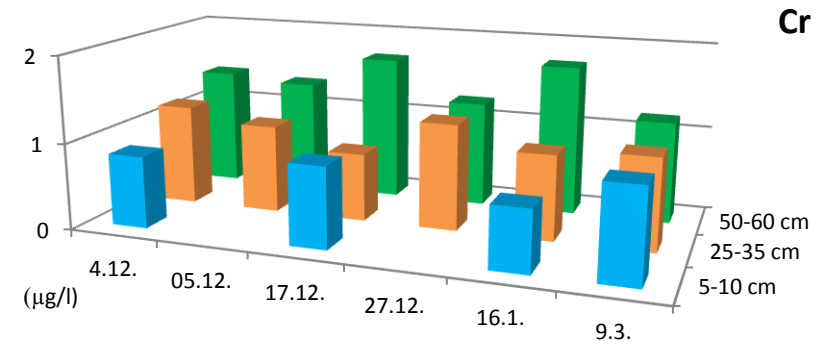
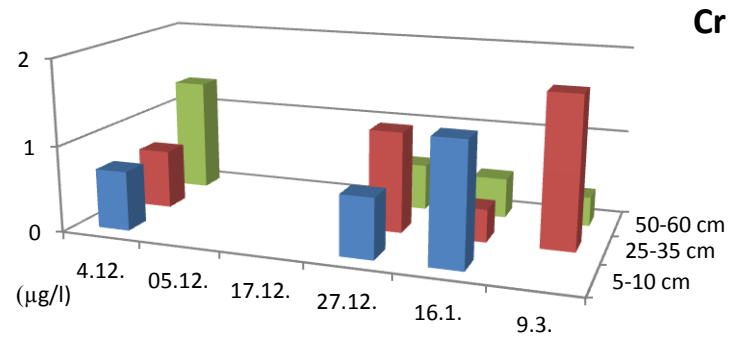


Abbildung 6.1.18 (Fortsetzung): Variationen des gelösten Cr, Ni und Pb während des Winterhochwassers 2011/2012 in den Profilen „Fr“ (links) und „Mi“ (rechts).

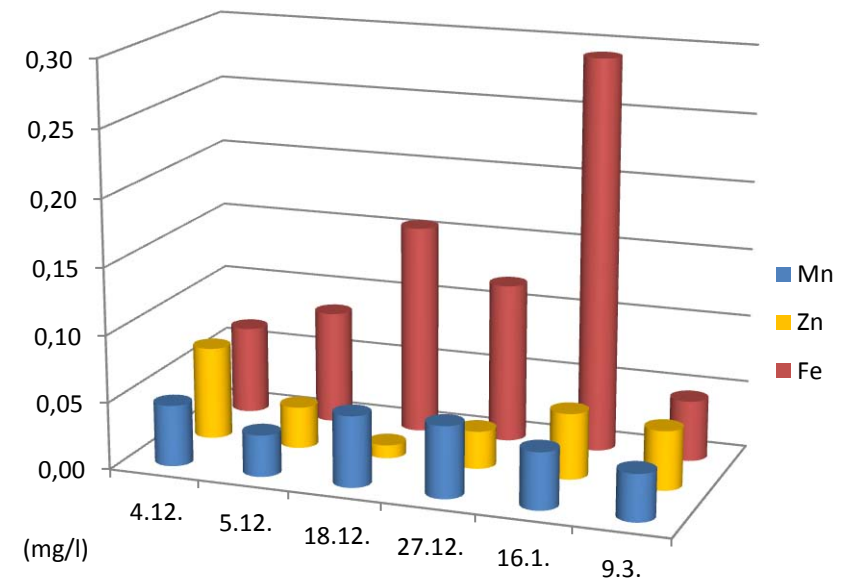
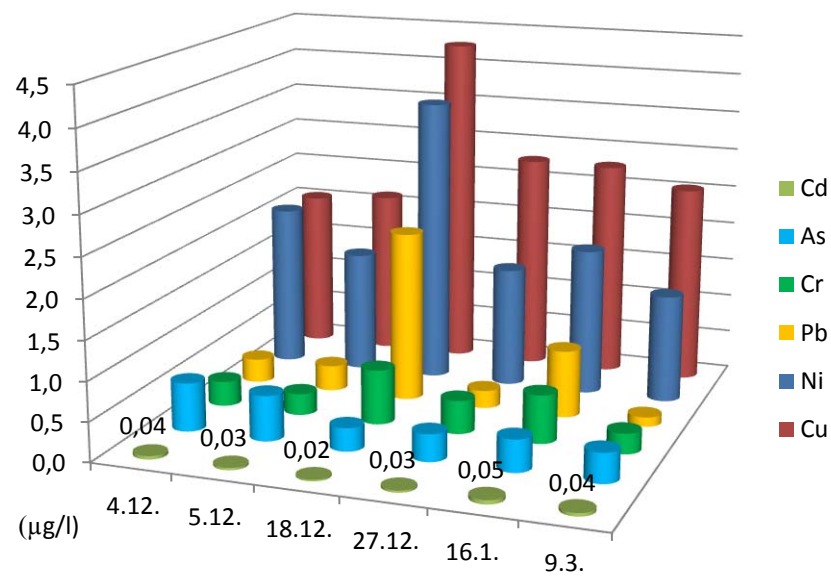


Abbildung 6.1.19: Arithmetisches Mittel von Variationen der gelösten Schwermetallkonzentrationen aus nahe der Profile „Fr“ und „Mi“ entnommenem Oberflächenwasser der Lahn während des Winterhochwassers 2011/2012.

Gehaltszunahmen unter steigender Tiefe erfahren und verblieb somit während der ganzen Messperiode auch unter vergleichsweise strenger reduzierenden Bedingungen von einer Sulfidbildung im größeren Umfang unbeeinflusst, weshalb hiervon auch während des besagten Hochwasserereignisses ausgegangen werden kann. Die relativ gleichbleibenden Konzentrationen dieser Elemente in 50-60 cm Tiefe beruhen, wie auch im Fall der anderen Elemente, auf dem ganzjährig niedrigen Redoxpotential dieser Tiefenstufe. Die Konzentrationen des Cu zeigen, durch seine gewöhnlich hohen organisch gebundenen Anteile, relativ gleichbleibende Konzentrationen in den weniger von Redoxänderungen betroffenen Horizonten beider Böden. Lediglich in den untersten Bereichen von „Fr“ und der Mitte des Profils „Mi“ sind abnehmende Gehalte zu erkennen, die in „Fr“ möglicherweise auf einer etwas intensivierten organischen oder sulfidischen Bindung und in „Mi“ auf dem Aussetzen kapillarer Einträge beruhen könnten. Hier sollte allerdings beachtet werden, dass die Cu-Konzentrationen vor dem Auftreten des Hochwassers (4.12.2011) überdurchschnittlich hohe Gehalte in den besagten Tiefenstufen beider Böden erreichten. Möglicherweise pendelten sich also seine Gehalte lediglich, ohne den Einfluss der angesprochenen Faktoren, wieder auf dem gewöhnlichen Niveau während der Hochwasserereignisses ein.

Gelöstes Cr zeigt in seinen Konzentrationen keine deutlichen und einheitlichen Änderungen während der Überflutung, seine Gehalte verbleiben durchweg niedrig.

In Profil „Fr“ zeigt gelöstes Pb durch seine Freisetzung aus (hydr-)oxidischen Metallverbindungen steigende Konzentrationen in allen Bodentiefen, während es in Profil „Mi“ hingegen nur kleinere Gehaltsänderungen erfährt.

Die zeitgleich unmittelbar neben beiden Böden im Wasser der Lahn erfassten, gelösten Anteile der untersuchten Elemente zeigen beim Vergleich ihrer gemittelten Messwerte im Fall des As, Cd und Mn relativ gleichbleibende Konzentrationen im Verlauf des Winterhochwassers. Cr, Cu, Ni und Pb zeigen leichte Gehaltszunahmen, allerdings erweisen sich diese immer auf einzelne Messtage begrenzt. Lediglich die gelösten Anteile des Fe und Zn erfahren vergleichsweise kontinuierliche Konzentrationsänderungen, die im Falle des Fe als deutliche Zunahmen zu erkennen sind, während Zn leichte Abnahmen seiner Messwerte verzeichnet (Abb. 6.1.19).

6.1.4 Variationen der gelösten Schwermetallfraktionen während niedrigen Grund- und Flusswasserständen sowie geringen Bodenfeuchten

Die niedrigsten Wasserstände der Lahn traten in der Erhebungsphase durchweg während der Spätsommer- und Herbstmonate auf (Abb. 3.4). Hiermit stimmt ein gleichzeitig auftretendes Absinken des Grundwasserpegels (Abb. 6.1.8) gut überein, was die Kopplung zwischen der Höhe des Flusswassers und des Grundwasserflurabstands innerhalb der einzelnen Profile unterstreicht. Die Bodenfeuchte in 5-10 cm Tiefe zeigt niedrige Gehalte während dieser Zeiträume (Abb. 6.1.7), allerdings unterliegt sie öfter kleineren Variationen und erreicht ihre Minimalgehalte häufig während des Hochsommers, also bereits vor dem Eintreten spätsommerlicher Niedrigwasserstände. Die Feuchteverhältnisse des Oberbodens und der Grundwasserflurabstand sollten daher die gelösten Fraktionen der untersuchten Schwermetalle relativ unabhängig voneinander beeinflussen. Natürlich sind dabei Überlappungen dieser beiden Wirkungskräfte anzunehmen, was auch aus den Korrelationskoeffizienten dieser beiden Einflussfaktoren (Anhang I, Tab.2ff.) hervorgeht. Zwischen dem Pegelstand des Grundwassers und den Konzentrationen

einzelner Elemente bestehen innerhalb der Datenreihen keine mehrfachen oder einheitlichen Korrelationen. Die volumetrische Bodenfeuchte in 5-10 cm Tiefe korreliert hingegen auffallend häufig mit den Konzentrationen zahlreicher gelöster Elemente (Anhang I, Tab.2ff.), was auf die herausragende Wirkung von Verdünnungs- oder Konzentrierungsvorgängen mit wechselnden Feuchtegehalten innerhalb dieser Tiefenstufe hinweist. In 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe bestehen diese Korrelationen allerdings nur noch in Einzelfällen⁸, was mit der nachlassenden Einflussnahme von Verdünnungsvorgängen und einer wachsenden Bedeutung von Grund- und Kapillarwässern unter zunehmender Bodentiefe in Verbindung steht.

Hieraus erklären sich die teilweise verschiedenartigen Jahresgänge der Elemente in unterschiedlichen Bodentiefen. As, Fe und Mn weisen in oberen Bodenbereichen ganzjährig relativ geringe Gehalte auf, deren Variationen als vergleichsweise unbedeutend eingeschätzt werden können. Durch die gute Bindung dieser Elemente in den oberen Tiefenstufen wirken sich Änderungen der Bodenfeuchte dort nur relativ geringfügig aus, wie die niedrigen Spannweiten ihrer Konzentrationen belegen. Ein fallender Spiegel des Grundwassers bewirkt hier lediglich entlang der Profilbasen Konzentrationsabnahmen durch eine verstärkte Bildung (hydr-)oxidischer Verbindungen. Dies wird in den Jahresgängen dieser Elemente sichtbar, die bei „Fr“ und „Fb2“ in 50-60 cm und bei „Mi“ in 25-35 cm Tiefe grundsätzlich abnehmende Konzentrationen während der Spätsommer- und Herbstmonate unter verringerten Grundwasserständen zeigen. Während der zwischen September und Dezember 2011 aufgezeichneten Niedrigwasserperiode (Abb. 3.4) sind insbesondere verringerte Gehalte des As und Fe in 50-60 cm Tiefe der Profile „Fr“ und „Fb2“ sichtbar geworden, die bis in den beginnenden Dezember hinein verbleiben.

Cd zeigt seine jährlichen Höchstkonzentrationen in allen Tiefen während Sommer und Herbst (Abb. 6.1.12), allerdings kann hier von verschiedenen wirkenden Einflussfaktoren innerhalb der unterschiedlichen Tiefenstufen ausgegangen werden. So sollten die Konzentrationsspitzen in 5-10 cm Tiefe stark von Verdünnungseffekten beeinflusst werden, während die weitaus höheren Konzentrationen in 25-35 cm Tiefe zu bedeutenderen Anteilen von sommerlich aufsteigenden Kapillarwässern bedingt werden. Die vergleichsweise geringen Konzentrationszunahmen in 50-60 cm basieren auf einer in dieser Tiefe grundsätzlich geringeren gelösten Cd-Fraktion. Die Steuerungsmechanismen hierfür können nur vermutet werden, da gegenläufig wirkende Prozesse, wie eine verstärkte (Hydr-)oxidlösung bei sinkendem Redoxpotential oder eine möglicherweise nachlassende sulfidische Bindung (Profil „Mi“) während sehr niedriger Grundwasserstände in Frage kommen. Da die gelösten Fraktionen des Cd und Zn gewöhnlich mit der Etablierung oxidischer Bedingungen zunehmen (RUPP & MEIBNER 2013, S.106), wird zumindest in den Auengleyen von „Fr“ und „Fb2“ in 50-60 cm Tiefe eine verstärkte Freisetzung im Verlauf der Niedrigwasserperiode des Herbstes 2011 sichtbar, wo die Konzentrationen beider Elemente die des Spätherbstes 2012 um das 2- bis 10-fache übertreffen (Abb. 6.1.12; 6.1.13). Allerdings sind diese Konzentrationsänderungen gegenüber den erfolgenden Variationen in den darüber liegenden Bodenbereichen als relativ unbedeutend einzuschätzen.

Zn und Cu zeigen ihre Maximalgehalte in 5-10 cm überwiegend während der Sommermonate (Abb. 6.1.13; 6.1.14): Im Fall beider Elemente werden hier die Gehalte der anderen Bodentiefen deutlich übertroffen, einzige Ausnahme bildet dabei Profil „Mi“, bei dem in 25-35 cm Tiefe ebenfalls ähnlich hohe Zn-Gehalte

⁸ Die einzige Ausnahme stellt hier As dar, das in 25-35 cm Tiefe in den Profilen „Fb2“ und „Mi“ mit der volumetrischen Bodenfeuchte positiv korreliert.

festgestellt wurden. Für die Gehaltsänderungen im Profiltop werden Verdünnungs- und Konzentrierungseffekte angenommen, bedeutende Reaktionen auf Änderungen des Grundwasserflurabstands sind in größeren Tiefen während Sommer und Herbst nicht deutlich erkennbar. Cr lässt, vermutlich als Folge abnehmender Feuchtegehalte, lediglich in 5-10 cm Tiefe sommerliche Gehaltszunahmen erkennen und erfährt innerhalb größerer Bodentiefen keine bedeutenderen Variationen während sinkendem Grundwasserspiegel. Ni zeigt ebenfalls leichte sommerliche Peaks in 5-10 cm Tiefe, allerdings fallen diese relativ gering gegenüber den Gehalten größerer Tiefenstufen aus, da hier Ni während vergleichsweise trockenen Phasen gut durch (Hydr-)oxide des Fe und Mn gebunden wird. Auch Pb erfährt leichte sommerliche Konzentrationszunahmen innerhalb der oberen Bodenbereiche. Diese fallen jedoch meistens etwas geringer aus als in 25-35 cm Tiefe (Abb. 6.1.15-6.1.17).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass in geringen Bodentiefen während sommer- und herbstlicher Trockenperioden As, Fe, Mn und Ni zwar teilweise sehr leichte verdünnungsbasierte Konzentrationszunahmen vorweisen, diese sind aber gegenüber den in tieferen Bodenbereichen stattfindenden Konzentrationsabnahmen als unbedeutend zu betrachten. Besonders Zn, weniger auch Cu erfahren, verglichen mit anderen Tiefenstufen, bedeutendere Gehaltszunahmen innerhalb der oberen Bodenbereiche im Verlauf trockener Jahreszeiten. Die während Niedrigwasserperioden erfolgenden Konzentrationszunahmen des Zn in 50-60 cm Tiefe der Auengleye „Fr“ und „Fb2“ sind demgegenüber als relativ gering zu betrachten. Cd, Cr und Pb zeigen ebenfalls leichte Gehaltszunahmen in 5-10 cm Tiefe mit abnehmender Bodenfeuchte. Im Fall des Cd fallen Änderungen in 25-35 cm Tiefe, wo ein zunehmender Einfluss aufsteigender Kapillärwässer angenommen werden kann, allerdings weit bedeutender aus als in oberen oder unteren Profilbereichen. Cr und Pb zeigen zwischen den einzelnen Tiefenstufen insgesamt geringe Gehaltsunterschiede, so dass die Variationen ihrer gelösten Fraktionen während trockenen Verhältnissen als vergleichsweise unbedeutend betrachtet werden können.

Als etwas problematisch bei der Einschätzung trockenheitsbedingter Gehaltsänderungen erweist sich die Tatsache, dass einige Elemente wie Cd oder teilweise Pb in 25-35 cm Tiefe eine deutliche Beeinflussung durch aufsteigende Kapillärwässer während der Sommermonate erfahren. Dies wird natürlich stark von den jeweiligen Standortbedingungen bedingt und ist daher nicht ohne weiteres auf andere Lokalitäten übertragbar. In größeren Bodentiefen ist ein wachsender Einfluss gegensätzlich wirkender Kräfte anzunehmen. So können beispielsweise zunehmend reduzierende Bedingungen in wassergesättigten Bereichen eng neben Bodenzonen liegen, die durch einen fallenden Grundwasserspiegel eine Zunahme des Redoxpotentials erfahren. Eine Bewertung der Situation für größere Bodentiefen kann daher anhand der erhobenen Daten nicht vorgenommen werden. In 5-10 cm Tiefe hingegen sind die sommerlichen Konzentrationen durch den fehlenden Einfluss von Kapillar- und Grundwässern besser übertragbar, weshalb der Fokus der weiteren Betrachtung besonders auf diese Bodenzone gerichtet werden soll. Da dieser Bodenbereich grundsätzlich als der problematischste zur Entnahme der Bodenlösung betrachtet werden kann und daher einige Messreihen deutliche Datenlücken enthalten, wurden ergänzend Topfversuche durchgeführt, die im folgenden Kapitel dargestellt werden.

6.1.5 Laborversuch

Die Messreihen der Profile weisen besonders während den Sommermonaten in 5-10 cm Tiefe Datenlücken auf, zeigen aber gerade dort im Fall einiger Schwermetalle auftretende Maximalkonzentrationen. Als Ursache wird eine zunehmende Konzentrierung der Elemente während abnehmender Bodenfeuchte angenommen. Besonders im Fall des Cd, Ni und Zn könnte dieser Effekt zusätzlich durch eine aus steigenden Gehalten an Erdalkalitionen resultierende Konkurrenz um Sorptionsplätze verstärkt werden (KUNTZE et al. 1984, S.723). Da die zukünftige Klimaentwicklung unter anderem eine leichte Zunahme trockener Sommermonate annehmen lässt (BUNDESREGIERUNG 2008, S.10; STOCK et al. 2009, S.102ff), wurde der durchgeführte Laborversuch herangezogen, um die unter überdurchschnittlich trockenen Bedingungen vorliegenden Elementgehalte von Bodenlösungen der untersuchten Auenflächen einschätzen und die darauf erfolgende Wirkung von Konzentrierungsprozessen und steigenden Salzgehalten zu beurteilen.

Im Rahmen des Laborversuches wurden 3 PVC-Töpfe je Untersuchungslokalität mit aus 0-15 cm Tiefe entnommenem Bodenmaterial der Profile befüllt⁹ und bis zum Erreichen eines wassergesättigten Zustandes mit Aqua dest. befeuchtet. Anschließend wurde ein Tag gewartet, bis die nicht entgegen der Schwerkraft gehaltenen Wasseranteile aus den Töpfen abgetropft waren und so ein Zustand nahe der Feldkapazität des Bodenmaterials erreicht wurde. Danach begann die regelmäßige Entnahme der Bodenlösungen, während die Substrate durch die anhaltende Verdunstung zunehmende Feuchtigkeitsverluste verzeichneten. Um eine unterschiedlich schnelle Verringerung der Bodenfeuchte zu erreichen, wurden 2 Töpfe je Untersuchungslokalität über Nacht mit Frischhaltefolie bedeckt. Die Untersuchung der Bodenlösung dauerte bis zu 77 Tage nach dem Erreichen der Feldkapazität an.

PH-Wert (pH: 6,2-7,3) und Redoxpotential (312-523 mV) zeigen relativ enge Spannweiten zwischen den einzelnen Töpfen und Untersuchungstagen, die gut mit den Spannweiten der Geländeuntersuchungen in 5-10 cm Tiefe (pH: 6,0-7,8; eH: 226-631 mV) übereinstimmen. Die elektrische Leitfähigkeit verzeichnet mit Variationen zwischen 545-1915 $\mu\text{S/cm}$ (Median: 1070 $\mu\text{S/cm}$) deutlich höhere Messwerte wie sie in 5-10 cm Tiefe der Profile vorgefunden (179-1259 $\mu\text{S/cm}$; Median: 379 $\mu\text{S/cm}$) wurden, während die Feuchtegehalte (19,2-62,2 Gew.%) über eine sehr große Spannweite verfügen. Die untersuchten Schwermetalle erreichen im Vergleich mit den Geländemessungen relativ ähnliche Konzentrationen.

In ihrem zeitlichen Verlauf zeigen die Variationen der analysierten Schwermetalle und Parameter besonders innerhalb der ersten 20 Tage des Laborversuchs hohe Spannweiten und schnelle Änderungen ihrer Messergebnisse. Dies resultiert vermutlich aus kurzzeitigen Gehaltszunahmen einiger Elemente durch eine initiale Ausspülung leicht austauschbarer Schwermetallanteile, was als eine typische Begleiterscheinung von Säulenversuchen bekannt ist (RENNERT & RINKLEBE 2010, S.98). Nach ungefähr dem 20. Tag zeigen die Messergebnisse kontinuierlichere Konzentrationsverläufe und eine anhaltende Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit mit steigender Trocknung der Substrate. Ab hier unterliegen gelöstes As, Fe und Mn überwiegend leichten Konzentrationsabnahmen, während Cr, Cu, K, Na, Ni und Pb in ihren Gehalten keine eindeutigen Tendenzen erkennen lassen. Ca, Mg und Zn erfahren indes deutliche Gehaltszunahmen, Cd unterliegt zum Ende der Versuchsdurchführung einer sehr leichten Konzentrationszunahme bei einigen der

⁹ Oberbodenmaterial der Profile „Fb1“ und „Fb2“ wurde zu einer gemeinsamen Probe („Fb“) vereinigt.

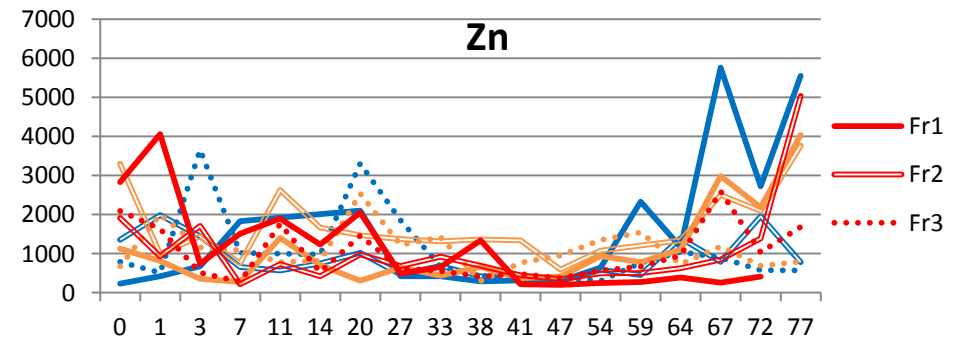
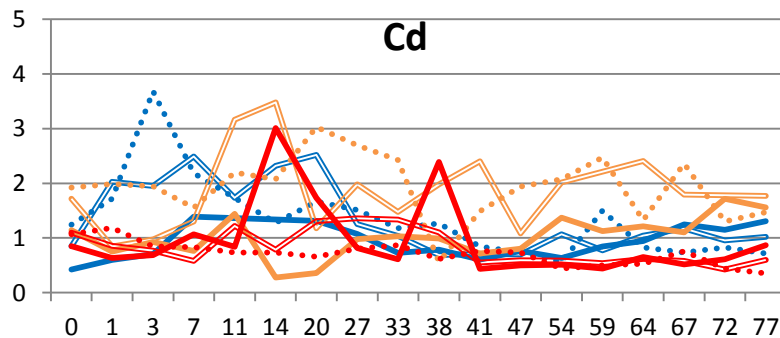
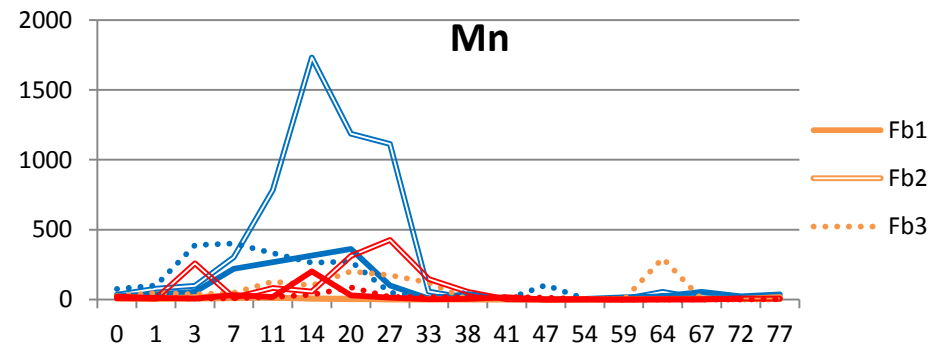
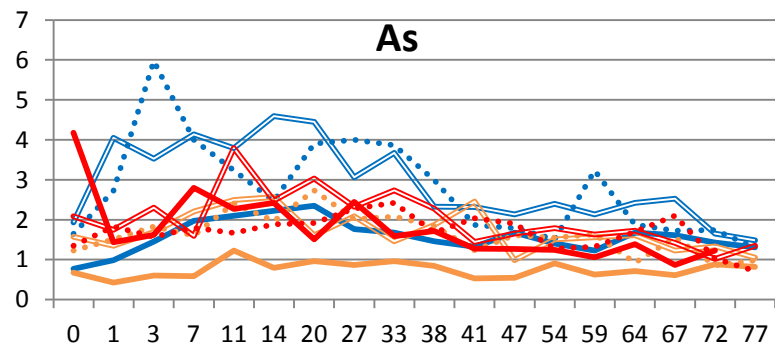
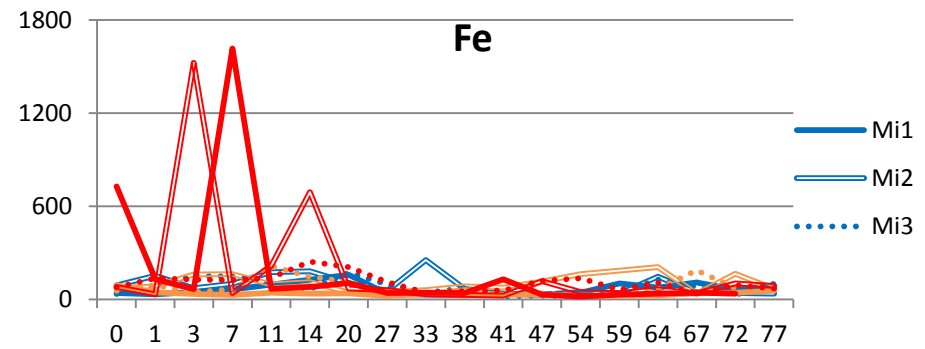
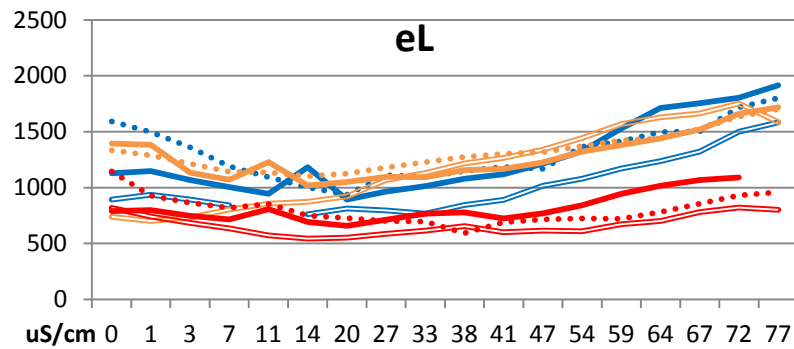


Abbildung 6.1.20: Zeitliche Dynamik der elektrischen Leitfähigkeit sowie der gelösten Gehalte an As, Fe, Mn, Cd und Zn ($\mu\text{g/l}$) in Tagen nach Erreichen der Feldkapazität.

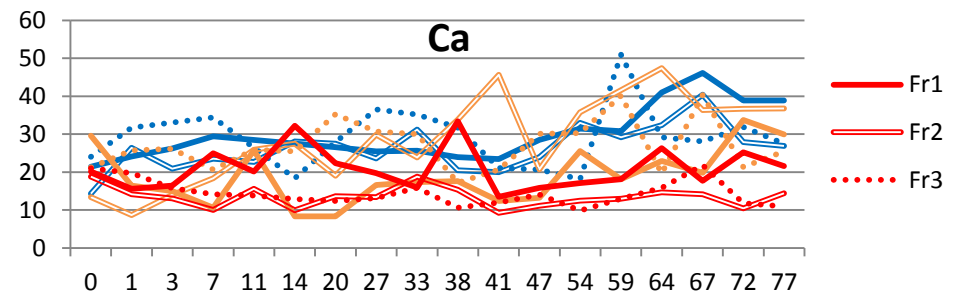
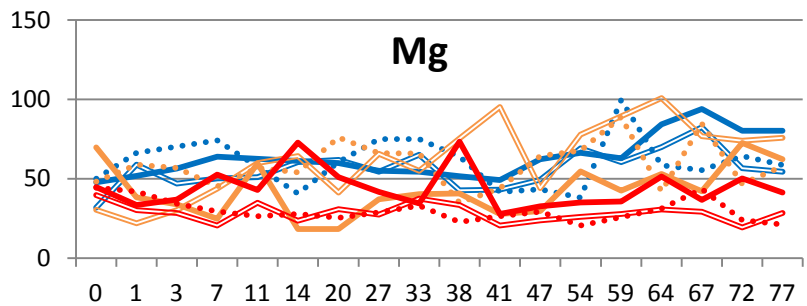
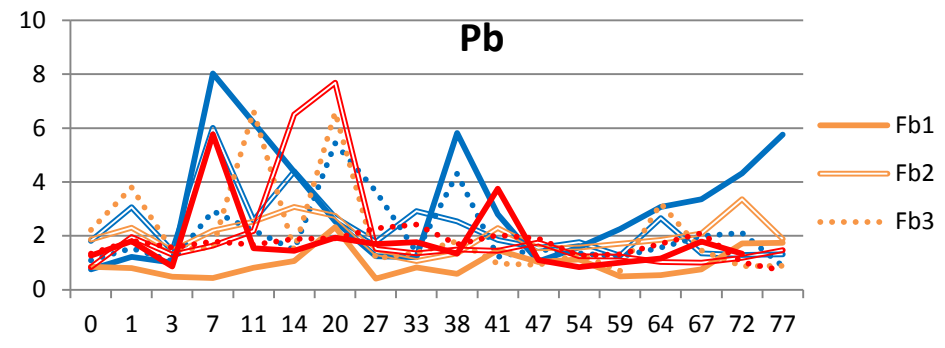
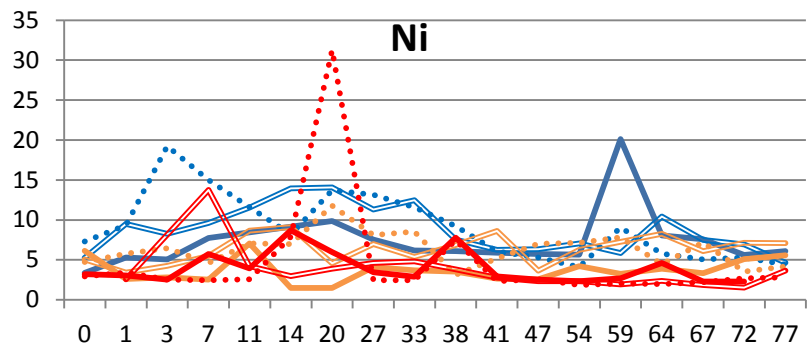
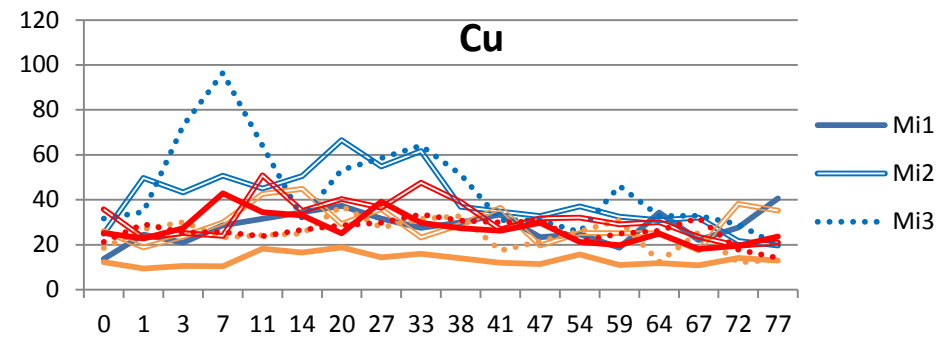
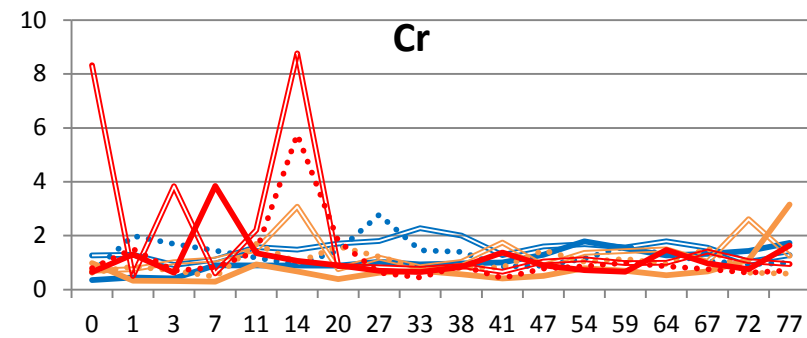


Abbildung 6.1.21: Zeitliche Dynamik der gelösten Gehalte an Cr, Cu, Ni und Pb ($\mu\text{g/l}$) sowie an Mg und Ca (mg/l) in Tagen nach Erreichen der Feldkapazität.

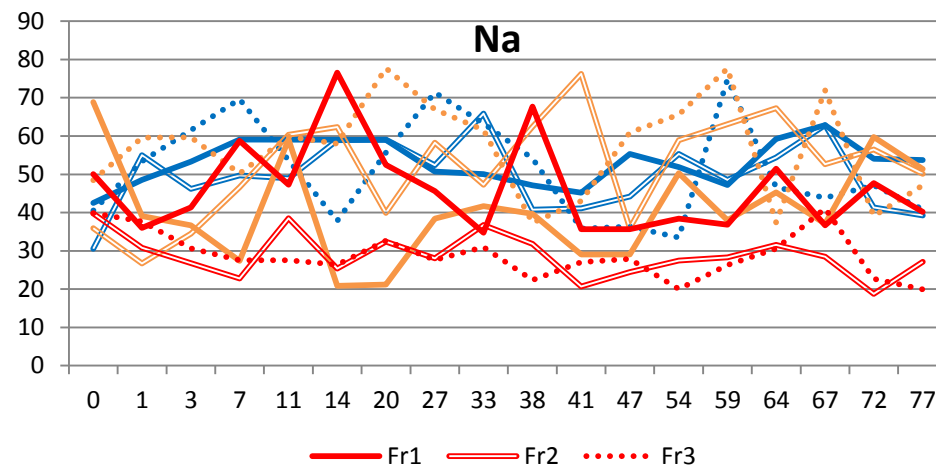
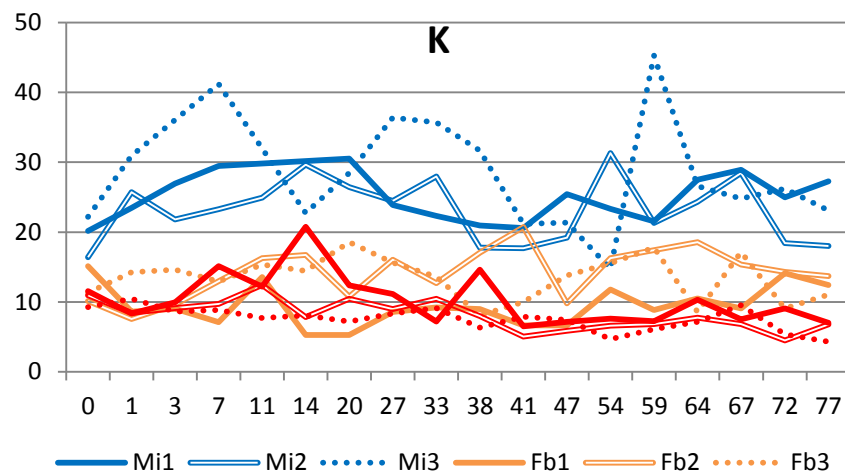


Abbildung 6.1.22: Zeitliche Dynamik der gelösten Gehalte an K und Na (mg/l) in Tagen nach Erreichen der Feldkapazität.

	pH	mV	Feu.	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Na	Mg	K	Ca
eL (gesamte Messreihe)	-0,38**	-0,08	-0,39	0,05	-0,26**	-0,22**	0,22**	-0,31**	0,22**	-0,39**	0,25**	-0,18*	0,36**	0,54**	0,38**	0,55**

Tabelle 6.1.20: Bestehende Korrelationen zwischen elektrischer Leitfähigkeit, Feuchtegehalten, gelösten Schwermetallen und den Erdalkalimetallen Na, Mg, K und Ca.

* = Signifikanz auf dem Niveau 0,05;

** = Signifikanz auf dem Niveau 0,01.

trockensten Substrate (Abb. 6.1.21-6.1.23). Wie im Fall der Geländemessungen bestehen einige schwache positive Korrelationen innerhalb der Gruppe As, Cu, Cr, Fe, Mn, und Ni sowie den Elementen Cd, Ni, Zn (Anhang II, Tab.6), was auf ähnliche Gehaltsänderungen dieser Schwermetalle während abnehmenden Feuchtegehalten hinweist. Anhand der dargestellten Variationskurven kann angenommen werden, dass die Korrelationen der erstgenannten Stoffgruppe auf den eher stagnierenden bis abnehmenden Gehalten während sinkenden Wassergehalten beruhen. Die gelösten Anteile des Cd und Zn erfahren indes ab spätestens Tag 41 Gehaltszunahmen (Abb. 6.1.20), während das Verhalten des gelösten Ni nicht deutlich aus den Analyseergebnissen hervor geht. Allerdings korreliert keines der Elemente auch nur schwach mit der Bodenfeuchte, weshalb neben Konzentrierungseffekten Cd und Zn besonders durch das zunehmende Konkurrieren der Schwermetalle um Sorptionsplätze mobilisiert werden sollten. Die untersuchten Erdalkalimetalle zeigen in ihren Variationen starke signifikante Zusammenhänge untereinander, schwache oder mittlere signifikante Korrelationen bestehen zu Schwermetallen lediglich mit Cd und Ni. Die Korrelationskoeffizienten der elektrischen Leitfähigkeit zeigen mit keinem der Schwermetalle auch nur schwache Zusammenhänge. Auffällig ist allerdings die Tatsache, dass zumindest Cd, Ni und Zn sehr geringfügig positiv mit der elektrischen Leitfähigkeit korrelieren, während die anderen untersuchten Schwermetalle in der Mehrheit hiermit als negativ korreliert erscheinen (Tab. 6.1.18). Womöglich weist dieser Umstand zumindest auf eine partielle Beeinflussung dieser drei Elemente durch eine Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit während Durchfeuchtungsänderungen hin.

Anhand des Laborversuches kann eine verstärkte Freisetzung während Feuchteabnahmen im Oberboden lediglich für gelöstes Cd und Zn angenommen werden. Die gelösten Fraktionen des Cd sind mengenmäßig allerdings zu gering, als dass ihren Konzentrationszunahmen unter den gegebenen Salz- und Feuchtegehalten eine Bedeutung zukommen würde. Im Fall der untersuchten Schwermetalle kann, in Übereinstimmung mit den Geländeuntersuchungen, lediglich gelöstes Zn bedeutendere Gehaltszunahmen unter abnehmenden Feuchteverhältnissen erfahren, indem seine mittleren Konzentrationen (Median: 787 µg/l) während vergleichsweise trockenen Verhältnissen von den auftretenden Maximalgehalten um das etwa 2- bis 10-fache überschritten werden.

Da zwischen Erdalkalimetallen und elektrischer Leitfähigkeit nur relativ geringe Korrelationskoeffizienten vorliegen und keine signifikanten Korrelationen zu den Wassergehalten bestehen wird angenommen, dass die trockenheitsbedingten Zunahmen des gelösten Zn zu ungeklärten Anteilen aus Konzentrierungsprozessen, einer Ionenkonkurrenz zwischen verschiedenen Schwermetallen und aus einer kompetitiven Freisetzung durch steigende Salzgehalte hervorgehen. Im Vergleich zu den Ergebnissen der Geländemessungen fallen die Zunahmen des gelösten Zn, trotz deutlich größeren Maximalwerten der elektrischen Leitfähigkeit, in ihren Größenverhältnissen relativ ähnlich aus wie die festgestellten Konzentrationsspitzen der Sommermonate. Die Salzgehalte der Böden sind also selbst unter überdurchschnittlich trockenen Verhältnissen zu gering, um durch Ionenkonkurrenz die gelösten Konzentrationen des Cd¹⁰ oder Zn in bedeutendem Umfang zu beeinflussen.

¹⁰ Möglicherweise sind hierfür auch die Pseudototalgehalte des Cd zu gering.

Mögliche Fehlerquellen

Bei der Interpretation der Korrelationsanalysen von Ergebnissen des Laborversuches sollte beachtet werden, dass Elementgehalte und elektrische Leitfähigkeit besonders zu Beginn der Messungen durch „Ausspülungseffekte“ relativ stark variierten, bis sich ab etwa dem 20. Tag der Messreihe die Konzentrationsverhältnisse innerhalb der Bodenlösung zunehmend beruhigten. Da die zur Korrelationsanalyse verwendeten Daten auch Messwerte dieser anfangs „gestörten“ Phase beinhalten, können hierdurch bestehende Korrelationen zwischen einzelnen Elementen oder Parametern in ihren Zusammenhängen etwas verringert worden sein. Um diese mögliche Verfälschung zu berücksichtigen, wurde zu Vergleichszwecken eine Korrelationsanalyse mit Daten vom 20.-77. Tag der Labormessungen (Anhang II Tab.7) vorgenommen. Die Korrelationskoeffizienten fallen hier in einigen Fällen etwas höher aus, insgesamt sind die Differenzen zu den Korrelationsanalysen der gesamten Messreihe aber verhältnismäßig gering.

In einigen Töpfen bestanden zu Beginn der Messungen relativ hohe Gehalte an gelöstem Fe und Mn, was teilweise bis zur Hälfte der Untersuchungsdauer verblieb. Die danach einsetzende (Hydr-)oxidbildung dieser Elemente könnte möglicherweise der trockenheitsbedingten Freisetzung einiger Elemente in geringen Maßen entgegen gewirkt haben.

Dass die Feuchtegehalte während des Topfversuches in Gew.% bestimmt wurden, erschwert die Vergleichbarkeit der Bodenfeuchten von Gelände- und Labormessungen. Da die elektrische Leitfähigkeit jedoch überwiegend größere Zunahmen erfahren konnte als im Gelände und zudem eine Beeinflussung über Niederschlagswässer ausgeschlossen werden kann, sollte die Simulation überdurchschnittlich trockener Verhältnisse gewährleistet sein.

6.1.5 Diskussion

Mit ihren relativ hohen Konzentrationen an überwiegend Cd, Pb und Zn zeigen die untersuchten Böden in ihren königswasserlöslichen Schwermetallgehalten eine sehr ähnliche Belastungssituation, wie sie bereits von HAUENSTEIN & HUTZLER-GARDT (1996, S.64ff.), HAUENSTEIN et al. (2000, S.22ff.), VAN SAAN (1996, S.10ff.), WIEBER (1994, S.46ff.) oder LENZ (1986, S.52ff.) für die Umgebung der unteren Lahn dargestellt wurde. Demnach enthalten die Auenbereiche der Lahn als Folge von ehemaligem Bergbau und Erzverhüttung große Flächenanteile mit hohen Konzentrationen dieser Elemente. Erhöhte Gehalte des königswasserlöslichen As wurden lediglich in 50-60 cm Tiefe des Profils „Mi“ vorgefunden. In Übereinstimmung mit flächendeckenden Erhebungen von HAUENSTEIN & HUTZLER-GARDT (1996, S.73) scheint es sich hierbei eher um ein punktuell Vorkommen erhöhter As-Konzentrationen zu handeln. Die Ursache dieser vorgefundenen Belastung bleibt dabei unklar: Möglicherweise könnte der Einfluss As-haltiger Chemikalien, die während der chemischen Aufbereitung der Erze verwendet wurden eine Rolle spielen, allerdings zeigen die Pochsande der Erzaufbereitung nach WIEBER (1994, S.98) eine sehr große Spannweite der As-Konzentrationen. Im Falle der Elemente Cr und Ni wurden hingegen keine, im Falle des Cu nur geringe bis mäßige Belastungen festgestellt.

Die Gehalte der in Interstitialwässern gelösten Schwermetalle überschreiten in ihren Medianwerten besonders im Falle des Zn in nahezu allen untersuchten Bodenbereichen die Prüfwerte der BBodSCHV (1999, S.1554ff.) für den Pfad Boden–Grundwasser. Für gelöstes As, Cd, Cu und Ni trifft dies nur vereinzelt¹¹ in den Profilen „Fr“ und „Mi“ zu, während „Fb1“ und „Fb2“ keine weiteren Überschreitungen der Prüfwerte vorweisen. Obwohl Pb innerhalb der Substrate relativ hohe Pseudototalgehalte erreicht, wurden keine Überschreitungen der Prüfwerte bezüglich seiner gelösten Gehalte festgestellt. Dies beruht auf der gewöhnlich hohen spezifischen Sorption des Pb in Böden (ALLOWAY & AYRES 1996, S.47), wodurch seine lösliche Fraktion anteilmäßig relativ gering ausfällt. Die gelösten Konzentrationen des Cr sind durchweg als niedrig einzuschätzen und unterliegen nur geringfügigen Variationen. Entsprechend stellen Cr und Pb die in ihren gelösten Fraktionen von Wasserstands- und Durchfeuchtungsänderungen vergleichsweise am geringfügigsten beeinflussten Elemente in den untersuchten Böden dar.

Als Elemente, die unter dem Wechsel von oxischen zu anoxischen Bedingungen eine Vergrößerung ihrer Mobilität erreichen, erzielen As und Ni ihre Grenzwertüberschreitungen in den untersten Bereichen der Profile „Fr“ und „Mi“. Die Prüfwerte des As im Falle des Profils „Fr“ und des Ni im Falle des Profils „Mi“ werden nur leicht überschritten, weshalb die bestehende Belastungssituation als relativ moderat eingeschätzt werden kann. Die Messwerte des gelösten As an der Basis des Profils „Mi“ zeigen hingegen eine Belastung, deren Mittelwert die vorgegebenen Prüfwerte der BBodSCHV (Anhang V, Tab.3) um mehr als das 10-fache überschreitet und entsprechend ernst genommen werden sollte. Wie aus Ergebnissen der Mischproben hervorgeht, kann angenommen werden, dass hinsichtlich der königswasserlöslichen Gehalte gemäß Geoakkumulationsindex (MÜLLER 1986, S.114) von keiner Belastungssituation des Ni gesprochen werden kann. Im Fall des königswasserlöslichen As liegen mäßige Belastungen in tieferen Bodenbereichen um

¹¹ Überschreitungen der Prüfwerte bestehen für As in 50-60 cm Tiefe der Profile „Fr“ und „Mi“, für Cd und Cu in 25-35 cm Tiefe des Profils „Mi“ und für Ni in 50-60 cm Tiefe des Profils „Mi“.

das Profil „Mi“ herum vor, woraus unter ausreichend reduzierenden Redoxbedingungen die starken Belastungen der Interstitialwässer hervorgehen können. Obwohl keine sequenziellen Extraktionen zur Analyse der vorliegenden Bindungsfractionen vorgenommen wurden, kann die Mobilisation beider Elemente besonders durch die Beeinträchtigung ihrer (hydr-)oxidisch gebundenen Fraktionen unterhalb des Grundwasserspiegels angenommen werden. Einerseits weisen hierauf die starken Korrelationen des As mit gelöstem Fe und Mn und das deutliche Korrelieren von Ni und Mn in 50-60 cm Tiefe hin, während andererseits BRANDT (2003, S.168ff.), DU LAING et al. (2007a, S.621) oder RUPP & MEIBNER (2013, S.106) ähnlich einhergehende Mobilisationen dieser Elemente während der reduktiven Lösung von Metalloxiden feststellen konnten. Die variierende Freisetzung dieser Elemente aus (hydr-)oxidischen Verbindungen kann dabei als wichtigster Faktor jährlicher Konzentrationsänderungen betrachtet werden. Entsprechend bestehen in oberen Bodenbereichen vergleichsweise ganzjährig niedrige Konzentrationen und deutliche Gehaltzunahmen mit Übergang in von Grundwässern beeinflusste Bodenbereiche. Dort wiederum zeigen As, Fe, Mn und Ni keine Beschränkung ihrer Konzentrationsspitzen auf eine Jahreszeit, da diese, in Übereinstimmung mit ELSPASS (1988, S.71ff.), sowohl während hoher Wasserstände in Winter und Frühjahr als auch während temperaturbedingter Senkungen des Redoxpotentials im Verlauf der Sommermonate auftreten. Mit einer nachlassenden Einflussnahme des Grundwasserspiegels nehmen die gelösten Gehalte dieser Elemente ab, was im Vergleich der Auengleye mit der Gley-Vega des Profils „Fb1“ sichtbar wird. Hinweise auf eine sulfidische Immobilisierung größerer Anteile des gelösten Ni konnten innerhalb der untersuchten Bodenbereiche nicht festgestellt werden.

Cd und Cu zeigen ihre Prüfwertüberschreitungen lediglich in 25-35 cm Tiefe des Profils „Mi“. Hierbei überschreitet gelöstes Cu den bestehenden Prüfwert nur sehr knapp, während dieser im Falle des gelösten Cd um mehr als das 2-fache übertroffen wird. Besonders Cd zeigt in allen untersuchten Auengleyen seine höchsten Gehalte innerhalb der Profilmitten (Abb. 6.1.12), was mit Beobachtungen von DU LAING et al. (2009c, S.2927) in ästuarinen Bereichen übereinstimmt. Als Ursache der erhöhten Konzentrationen beider Elemente innerhalb der Profilmitte wird eine Einfuhr aus unteren Profilmitteln über Kapillärwässer angenommen. Hierfür sprechen mehrere Argumente: So scheinen die Cd-Konzentrationen von vertikalen Differenzen der Pseudototalgehalte relativ unabhängig zu sein, da diese ihre höchsten Konzentrationen nicht einheitlich innerhalb dieser Tiefenstufe erreichen (Tab. 6.1.7). Ein Einfluss reduzierender Verhältnisse sollte ebenfalls zu vernachlässigen sein, da während der verzeichneten Jahressgänge kein Eintreten stark reduzierender Bedingungen und einer spürbaren Immobilisation des Cd, wie sie in größeren Profiltiefen vorgefunden wurden, sichtbar wurde. Letztendlich untermauert diese Annahme ebenfalls die Tatsache, dass in der Mitte des Profils „Mi“, wo aufgrund des vergleichsweise höchsten sommerlichen Grundwasserspiegels und der größten Trockenrohdichten der stärkste Einfluss von Kapillärwässern angenommen werden kann, gelöstes Cu und Zn ebenfalls Konzentrationsspitzen innerhalb der Profilmitte zeigen. Diese Elemente werden also nach der Freisetzung (hydr-)oxidisch gebundener Anteile unterhalb des Grundwasserspiegels, möglicherweise auch nach der Ausbildung sulfidischer Verbindungen, parallel mit Cd über Kapillärwässer aus dem Grundwasserbereich in geringere Bodentiefen transportiert. Diese Einfuhr wird entsprechend nur im Fall dieser Elemente sichtbar, da sie unter oxidischen Bedingungen eine Zunahme ihrer gelösten Anteile erfahren (KERNER & WALLMANN 1992, S.387). Gleichzeitig eingetragenes Fe oder Mn sollten durch die Bildung (hydr-)

oxidischer Verbindungen vergleichsweise schneller immobilisiert werden und dadurch keinen vergleichbar großen Anstieg ihrer gelösten Fraktionen erkennen lassen. Die jährlichen Konzentrationsspitzen des gelösten Cd in den mittleren Profilbereichen treten überwiegend während der Sommer- und Herbstmonate auf und finden damit zu Zeitpunkten statt, in denen während einer zunehmenden Evapotranspiration theoretisch ein verstärkter Aufstieg der Kapillarwässer stattfinden sollte (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.226). Ursache dafür, dass kapillare Einträge im Falle des Cd verhältnismäßig umfangreicher und einheitlicher erfolgen als bei Cu oder Zn, ist wahrscheinlich dessen vergleichsweise höhere Mobilität unter oxischen Bedingungen (ALLOWAY & AYRES 1996, S.179). So werden die anderen parallel eingetragenen Elemente vermutlich schneller in größerem Umfang nach ihrem Aufstieg gebunden als Cd. Die Mobilität des aufgestiegenen Cd sollte zusätzlich durch Ionenkonkurrenz mit anderen Elementen vergrößert werden (DU LAING et al. 2009b, S.362; HERMS & BRÜMMER 1984b S. 417), was sich aus dessen Korrelationen mit der elektrischen Leitfähigkeit in den mittleren Profilbereichen ableiten lässt.

Zumindest für Profil „Mi“, weniger auch für Profil „Fr“, kann außerdem eine zeitweise auftretende sulfidische Immobilisierung des Cd in 50-60 cm Tiefe angenommen werden, obwohl die dazu von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002, S.141) angegebenen Schwellenwerte des Redoxpotentials (Tab. 2.4) deutlich geringer sind, als die eigenen Redoxmessungen. Hierfür sprechen die in den Auengleyen vorliegenden starken Konzentrationsverringerungen dieses Elements mit Übergang zu besagter Tiefe, die in Übereinstimmung mit BRANDT (2003, S.97ff.) gegenüber den parallelen Gehaltsabnahmen ebenfalls typischer Sulfidbildner wie Cu oder Zn (SALOMONS et al. 1987, S.15) wesentlich umfassender ausfallen. Dies ist umso deutlicher, je stärker in den Böden der vertikale Gradient des Redoxpotentials ausgeprägt ist. Diese anzunehmende Immobilisation des Cd wird dadurch begünstigt, dass seine gelösten Anteile in weitaus geringeren Konzentrationen auftreten als die des Cu oder Zn. Hierdurch sollten gegenüber diesen Elementen bereits sehr geringe Gehalte an Sulfiden ausreichen, um Cd in größerem Umfang zu immobilisieren (DU LAING et al. 2008b, S.743). Allerdings sollte auch die verschiedenartige Löslichkeit der Sulfide einen Einfluss ausüben, da sulfidische Verbindungen des Cd sich als geringer löslich erweisen als die des Zn (CORNU et al. 2007, S.312).

Medianwerte des gelösten Zn überschreiten die bestehenden Prüfwerte in mindestens einer Bodentiefe jedes untersuchten Bodens um das Doppelte, in Extremfällen wird der Wert dieser Vorgaben um das 12-fache übertroffen. Entsprechend kann von einer relativ weitflächigen Belastung der Interstitialwässer durch Zn ausgegangen werden. Häufig liegen besonders innerhalb der oberen Bodenbereiche hohe Konzentrationen an gelöstem Zn vor, was mit Untersuchungen von DU LAING et al. (2009c, S.2928) übereinstimmt. Die starke Belastung oberer Bodenzonen beruht auf dem Zusammenspiel von grundsätzlich hohen gelösten Zn-Konzentrationen unter oxischen Bedingungen und abnehmenden Verdünnungsprozessen während der sommerlichen Abnahme der Bodenfeuchte. Dies wird im Rahmen der Geländemessungen innerhalb der mineralischen Oberböden der Profile „Fr“ und „Fb2“ deutlich, in denen Zn seine durchschnittlich höchsten Konzentrationen unter den vergleichsweise geringsten Bodenfeuchten erreicht.

Gelöstes As, Fe, Mn und Ni zeigen in den obersten Bodenbereichen während trockener Verhältnisse tendenziell gleichbleibende oder abnehmende Konzentrationen, während Cd, Cr, Cu, Pb und Zn zu unterschiedlichen Anteilen

Konzentrationserhöhungen unterliegen. Hinsichtlich der jahreszeitlichen Variationen zeigen daher besonders diese Elemente leichte Konzentrationszunahmen während (spät-)sommerlicher Trockenperioden in den Oberböden.

Einfluss der Lage der Böden zum Gerinne der Lahn

Beim Vergleich der untersuchten Böden bezüglich ihrer Lage zu vorhandenen Staustufen und der daraus hervorgehenden Beeinflussung von Mengen und Mobilitätsverhalten gelöster Schwermetalle werden einige Differenzen deutlich. Unterschiedliche Beeinflussungen der untersuchten Auenböden durch das Gerinne der Lahn können bereits innerhalb der königswasserlöslichen Schwermetallgehalte vorgefunden werden. So gehen aus dem Vergleich der Auengleye bei Profil „Mi“ etwas geringere Differenzen zwischen oberen und mittleren Profilbereichen hinsichtlich der im Untersuchungsgebiet angereicherten Elemente Pb und Zn hervor (Tab. 6.1.7), während bei „Fr“ und „Fb2“ etwas größere Differenzen zwischen den gleichen Bodentiefen auftreten. Da innerhalb des im Staubereich der Lahn gelegenen Profils „Mi“ deutlich geringere Überflutungsdauern, -höhen und -frequenzen während der Erhebungsphase beobachtet wurden, ist anzunehmen, dass hier aus dem Gewässer der Lahn geringere Mengen an Gerinnesedimenten eintragen werden. Untersuchungen von HOLLINGSWORTH (2013, S.51) weisen darauf hin, dass Gerinnesedimente der unteren Lahn vergleichsweise geringere Pseudototalgehalte an As, Cd, Cu, Pb und Zn enthalten, als sie in den untersuchten Böden vorgefunden wurden. Entsprechend könnten die flussabwärts der Wehranlagen gelegenen Profile etwas schneller mit vergleichsweise geringer belasteten Substraten überdeckt und dadurch im Bereich der Oberböden in ihren Schwermetallgehalten relativ abgereichert worden sein. Ähnliche Beobachtungen existieren für Auen der Elbe, in denen KRÜGER et al. (2005, S.463) ebenfalls größere Schwermetallmengen in höher gelegenen Bereichen vorfinden konnten, wo ältere Schwermetallbelastungen weniger schnell von fluvialen Sedimenten bedeckt wurden. Weiterhin sind beim Vergleich der Profile tiefenspezifische Differenzen von Schwermetallgehalten der Interstitialwässer sichtbar. Dies ergibt sich vorwiegend aus der verschiedenartigen Beeinflussung der Böden durch Grundwasserspiegel und Redoxverhältnisse. Entsprechend bestehen die deutlichsten Unterschiede löslicher Schwermetallgehalte in mittleren und unteren Bereichen der untersuchten Böden, während die mineralischen Oberböden sich hiervon kaum betroffen zeigen. Tiefenspezifische Differenzen zeigen sich durch die verschiedene Ausprägung jahreszeitlicher Variationen der Schwermetallgehalte und basieren auf vergleichsweise geringeren vertikalen Redoxgradienten bei umgekehrt größeren jährlichen Variationen des Redoxpotentials in den unterhalb der Staustufen gelegenen Auengleyen. So zeigen die Profile „Fr“ und „Fb2“ in 50-60 cm Tiefe deutliche Konzentrationsänderungen des gelösten As, Fe, Mn und Ni unter Variationen des Fluss- und Grundwasserspiegels. Das im Staubereich der Lahn gelegene Profil „Mi“ unterliegt hingegen in 50-60 cm Tiefe durch seine ganzjährig reduzierenden Verhältnisse wesentlich geringeren saisonalen Änderungen gelöster Schwermetallkonzentrationen bei durchweg hohen Gehalten der besagten Elemente. Während die jahreszeitlichen Variationen dieser Elemente in „Fr“ und „Fb2“ mit abnehmender Bodentiefe in ihren Amplituden abnehmen, zeigt Profil „Mi“ noch in 25-35 cm Tiefe ausgeprägte Variationen des Mangans. Ob diese Variationen auf dem vergleichsweise hohen Gradienten des Redoxpotentials in diesem Boden oder aus dem Einfluss von aufsteigenden Kapillarwässern resultieren, ist anhand der vorgenommenen Untersuchungen nicht weiter unterscheidbar. Allerdings gehen mit diesen Konzentrationsänderungen des Mn auch Variationen des durch dessen (hydr-)

oxidische Verbindungen bevorzugt sorbierten Ni einher, wie sie die flussabwärts der Wehranlagen gelegenen Auengleye nur in 50-60 cm Tiefe zeigen.

Die gelösten Anteile des Cd, Cu und Zn zeigen ebenfalls Differenzen in Abhängigkeit von der Lage der Auengleye zum Gerinne. Dies äußert sich in den untersten Bodenzonen des Profils „Mi“ durch eine ganzjährige Fixierung größerer Cd-Mengen, während unterhalb der Staustufen deutlichere saisonale Variationen des gelösten Cd in gleichen Bodengebieten vorgefunden wurden. In denselben Bodentiefen zeigen Cu und Zn ebenfalls innerhalb des Staubereiches geringere saisonale Änderungen als flussabwärts der Wehre, wobei eine sulfidische Fixierung dieser Elemente zu bedeutenderen Anteilen allerdings nicht angenommen wird. Allen diesen Elementen sind leichte Gehaltszunahmen mit Übergang zu den mittleren Bereichen gemeinsam, was allerdings in Profil „Mi“ durch einen weitaus größeren Einfluss der Kapillarwässer wesentlich deutlicher ausgeprägt vorliegt. Diese über Kapillarwässer erfolgenden Einträge müssen hier als Folge der Stauregulierung betrachtet werden, aus der sich ein vergleichsweise geringer Grundwasserflurabstand während der Sommermonate ergibt.

Für gelöstes Cr und Pb konnten keine auffälligen Differenzen in Abhängigkeit von der Lage der Profile und den damit einhergehenden Änderungen von Grundwasserflurabstand oder Redoxpotential verzeichnet werden. Zwar zeigt zumindest gelöstes Pb im Staubereich, unabhängig von seinen königswasserlöslichen Konzentrationen oder DOC-Gehalten, die Maximalgehalte seiner gelösten Fraktion in mittlerer Bodentiefe, was möglicherweise ebenfalls aus kapillaren Einträgen resultiert. Allerdings sind die hierbei zu erwartenden sommerlichen Konzentrationszunahmen des Pb vergleichsweise sehr schwach ausgeprägt, weshalb hierfür möglicherweise auch andere Faktoren in Betracht kommen könnten.

Die Gley-Vega des Profils „Fb1“ zeigt im Vergleich mit den Auengleyen nur geringfügige tiefenspezifische Differenzen von Redoxverhältnissen und gelösten Schwermetallkonzentrationen, was aus der nachlassenden Einflussnahme des Grundwasserspiegels mit zunehmender Entfernung zum Gerinne resultiert. Da hier die Redoxverhältnisse innerhalb der bearbeiteten Bodentiefen für eine umfangreichere Reduktion von (hydr-)oxidischen Verbindungen des Fe und Mn nicht ausreichen, wurden innerhalb des gesamten Bodens relativ ähnliche Konzentrationen an gelöstem As, Fe, Mn oder Ni innerhalb verschiedener Tiefenstufen und überwiegend deutlich geringere Gehalte dieser Elemente als in den anderen Böden festgestellt. Eine leichte Freisetzung an As, Fe und Mn durch die Lösung (hydr-)oxidischer Verbindungen kann hier lediglich als Folge des Winterhochwassers 2012/2013 angenommen werden, was nach diesem Ereignis während des Frühjahrs 2013 sichtbar wurde. Das gelöste Ni blieb hingegen von diesem Ereignis weitgehend unbeeinflusst. Jahreszeitliche Variationen dieser Elemente werden für diesen Boden demnach überwiegend auf Verdünnungsprozesse während variierender Bodenfeuchte und den Einfluss von Überflutungsereignissen zurückgeführt.

DOC-Konzentrationen weisen zwischen den verschiedenen Bodentypen eher nur geringfügige Differenzen auf. In den unteren Bodengebieten sind, durch verschiedene Dynamiken der Grundwasserspiegel, lagespezifische Variationen der DOC-Gehalte anzunehmen, diese werden aber in den Korrelationsanalysen mit gelösten Schwermetallgehalten nicht in ihrer Einflussnahme sichtbar.

Vergleicht man die jahreszeitlichen Variationen gelöster Schwermetalle, in deren Rahmen die mittleren Konzentrationen einer Tiefenstufe grob um das 2- bis 10-fache

übertroffen werden können, mit den vertikalen Konzentrationsdifferenzen, so fällt auf, dass diese unter einem steilen Gradienten der Redoxverhältnisse weitaus größer ausfallen können. Im oberhalb der Staustufe gelegenen Profil „Mi“ wird dies in größerer Tiefe durch gravierende Zunahmen des gelösten As und Fe, weniger auch des Mn und Ni, parallel dazu erfolgende Gehaltsabnahmen des Cd und eine stärkere Schwermetalleinfuhr in mittlere Bodenbereiche durch Kapillarwässer sichtbar. Die vertikalen Konzentrationsänderungen der gleichen Bodentypen unterhalb der Staustufe fallen hinsichtlich dieser Elemente wesentlich geringer aus. Insgesamt kann man also davon ausgehen, dass die Auenbereiche der Lahn hinsichtlich der erfolgenden Freisetzung dieser Schwermetalle durch die aus der Stauung des Flusses resultierenden, permanenten Änderungen der Wasserführung wesentlich stärker verändert wurden, als dies durch saisonale oder ereignisspezifische Variationen der Abflussverhältnisse auf natürlichem Weg erfolgen könnte.

Hypothese a) *„Durch die Stauregulierung von Fließgewässern entstehen unterhalb und oberhalb der Staustufen von Wasserstandsänderungen unterschiedlich beeinflusste Uferbereiche, die deutliche Differenzen in Mengenverhältnissen und jährlichen Variationen gelöster Schwermetalle zeigen“*, kann also aufgrund der verschieden großen Freisetzung oder Immobilisierung des gelösten As, Cd, Fe, Mn, Ni, weniger auch des Cu und Zn für die mittleren und unteren Bodenbereiche der untersuchten Profile angenommen werden. Mit Annäherung an die obersten Profilabschnitte und mit zunehmender Entfernung zum Fließgewässer sollten diese Differenzen grundsätzlich abnehmen. Eine Beeinflussung des gelösten Cr und Pb in Abhängigkeit von Lage oder Grundwasserbeeinflussung der Böden konnte hingegen nicht beobachtet werden.

Variationen der Schwermetallkonzentrationen unter Hochwasser- und Trockenheitsereignissen

Sowohl während Überflutungen als auch während Trockenperioden besteht die Möglichkeit, dass bestimmte Stoffe Anteilszunahmen ihrer gelösten Fraktion erfahren, oder umgekehrt umfassender sorbiert werden. Aus der Untersuchung des Winterhochwassers 2011/2012 geht hervor, dass Beeinflussungen der in Interstitialwässern gelösten Schwermetallkonzentrationen durch winterliche Überflutungen vorwiegend dort erfolgen, wo grundsätzlich innerhalb des jeweiligen Bodens die größten Variationen des Redoxpotentials auftreten. Dies betrifft im Fall der beiden untersuchten Profile gleichermaßen die Bereiche direkt oberhalb des Grundwasserspiegels am stärksten, die im flussaufwärts der Staustufe gelegenen Profil „Mi“ in geringerer Tiefe (25-35 cm) gelegen sind als im unterhalb der Wehranlage vorliegenden Profil „Fr“ (50-60 cm). Beide Bodenbereiche zeigten während dieser Überflutung einen moderaten Anstieg des gelösten As, Fe und Mn, was mit Untersuchungen an Auenböden von RUPP et al. (2010, S.1444) und BRANDT (2003, S.197) übereinstimmt. Bei Profil „Fr“ setzt sich diese Freisetzung abgeschwächt in 25-35 cm Tiefe fort, zudem wurden in 50-60 cm Tiefe auch zunehmende Konzentrationen des Ni und Pb beobachtet. Gleichzeitig sind in diesen beiden Profiltiefen leicht steigende Konzentrationen des Cd, Ni, Pb und Zn zu erkennen (Abb. 6.1.18), was mit der vergleichsweise stärkeren Lösung (hydr-) oxidischer Fe-Verbindungen innerhalb dieses Profils begründet wird. Eine deutliche Immobilisation des Cd oder Zn durch die einsetzende Bildung sulfidischer Verbindungen, wie sie für Böden der Elbe von SCHWARTZ et al. (2003b, S.433) oder RUPP & MEISSNER (2013, S.106) in ähnlichen Zeiträumen während Hochwasserereignissen beschrieben wurde, kann hingegen für Profil „Fr“ nicht

angenommen werden. Dies beruht vermutlich auf den vorliegenden Redoxbedingungen, unter denen eine Reduktion des Fe oder Mn erfolgen kann, während sie für eine umfangreichere Bildung sulfidischer Verbindungen kaum ausreichend erscheinen. Mögliche Ursache für die Abwesenheit strenger reduzierender Bedingungen ist die Lage des untersuchten Bodens. Durch die Nähe zum Gerinne, die hohen Fließgeschwindigkeiten des Gewässers und die hohen kf-Werte kann ein relativ guter Austausch zwischen Fluss- und flussbegleitendem Grundwasser angenommen werden, woraus Einträge an Sauerstoff resultieren können (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.510). Umgekehrt zeigte Cu gleichbleibende oder leicht abnehmende Konzentrationen seiner gelösten Anteile während der Überflutung. Dies erscheint insofern logisch, als es gewöhnlich zu großen Anteilen durch organische Verbindungen sorbiert wird (HILLER & BRÜMMER 1997, S.52) und somit auf leichtere Abnahmen des Redoxpotentials eine geringere Reaktion zeigen sollte, als bevorzugt (hydr-)oxidisch gebundene Schwermetalle. Die sehr geringe Abnahme seiner gelösten Konzentrationen in 50-60 cm Tiefe beruht vermutlich entweder auf einer geringfügigen Immobilisierung durch die Ausbildung sulfidischer Verbindungen oder einer zunehmenden Verdünnung infolge der während des Hochwassers steigenden Bodenwassergehalte.

Profil „Mi“ erfuhr hingegen in 25-35 cm Tiefe leichte Abnahmen seiner Cd-, Cu- und Zn-Gehalte. Dies könnte natürlich auf einer einsetzenden Bildung sulfidischer Verbindungen beruhen, allerdings fällt die hierzu erforderliche Abnahme des Redoxpotentials während der Überflutung relativ gering aus. Außerdem wurde die besagte Gehaltsabnahme relativ schnell nach dem Beginn des Hochwassers verzeichnet. Da Untersuchungen von RINKLEBE et al. (2005, S.270) relativ langsame Redoxänderungen während Winterhochwassern annehmen lassen und entsprechend auch für die daraus hervor gehende Ausbildung sulfidischer Bindungen etwas längere Zeitintervalle benötigt werden, ist als Ursache für die Gehaltsabnahme des gelösten Cd, Cu und Zn vielmehr der während des Hochwassers nachlassende Schwermetalleintrag durch Kapillarwässer in die mittleren Profilbereiche heranzuziehen.

Die weiteren Bodenzonen beider Untersuchungsprofile zeigen sich vergleichsweise schwächer von der winterlichen Überflutung beeinflusst. In den oberen Bereichen beider Böden resultiert dies wahrscheinlich daraus, dass der Austausch mit sauerstoffreichen Flusswässern vergleichsweise umfangreicher erfolgen konnte, als in den zuvor angesprochenen Bodentiefen. Entsprechend zeigen beide der untersuchten Profile keine deutlichen Abnahmen des Redoxpotentials in 5-10 cm Tiefe. Die Profilbasis des Bodens „Mi“ zeigt nur geringe Reaktionen, da hier im Einflussbereich des Grundwasserspiegels stärker reduzierende Bedingungen nahezu ganzjährig während bereits mittlerer Wasserstände der Lahn auftreten. Entsprechend finden im Verlauf des Hochwassers keine größeren Redoxänderungen und damit auch keine umfangreicheren Anteilsverschiebungen zwischen den verschiedenen Schwermetallfraktionen statt.

Im Vergleich zeigt Profil „Fr“ insgesamt etwas größere Bindungsänderungen des As, Cd, Fe, Mn, Ni und Zn als der entlang des Staubereichs der Lahn gelegene Boden „Mi“. Dies resultiert auf insgesamt größeren Redoxänderungen innerhalb des wehrabwärtigen Profils. So konnten hier in mittleren und unteren Profilbereichen größere Spannweiten bei den Änderungen des Redoxpotentials festgestellt werden (Tab. 6.1.17), die wiederum aus einer kontinuierlicheren Wasserbedeckung während des Hochwassers und einer vergleichsweise geringeren Einflussnahme des Grundwasserspiegels während des aerischen Zustands dieses Bodens resultieren. Zudem zeigten in Profil „Fr“ jene Elemente, die während der Überflutung Zunahmen

ihrer gelösten Anteile erfahren konnten, vergleichsweise schnellere Konzentrationsabnahmen nach dem Rückgang des Hochwassers. In „Mi“ hingegen verblieben die in 25-35 cm verzeichneten Konzentrationszunahmen des As, Fe und Mn bis zum 9.3.2012, was auf ein langsames Trocknen dieses Bodens durch geringere kf-Werte (Tab. 6.1.5) und einen weniger starken Rückgang des Grundwasserspiegels zurückzuführen ist. Umgekehrt zeigten die Konzentrationen des gelösten Cd, Cu und Zn zum gleichen Zeitpunkt wieder einsetzende, leichte Zunahmen, was auf einen nach dem Hochwasserereignis wieder leicht steigenden Einfluss kapillarer Schwermetalleinträge hindeutet.

Die Wirkungsweise zunehmend trockener Verhältnisse mit abnehmenden Bodenfeuchten und sinkenden Grundwasserspiegeln konnte im Rahmen der Untersuchungen nur weniger genau analysiert werden. Zwar ereigneten sich im Verlauf der Erhebungen Phasen mit verhältnismäßig verringerten Fluss- und Grundwasserpegelständen (Abb. 3.4: Sept.-Nov. 2011; März-Mai 2012; Sept.-Okt. 2012; Juli-Sept. 2013), allerdings wurden die dazu vorgenommenen Untersuchungen durch die geringeren Mengen gewonnener Interstitialwässer etwas erschwert. Innerhalb der Messreihen sind dennoch einige Differenzen zwischen den unterschiedlichen Horizontbereichen während abnehmender Durchfeuchtung erkennbar. Diese sind allerdings grundsätzlich auf die Phasen der spätsommerlichen und herbstlichen Niedrigstände von Grund- und Flusswasser beschränkt. Zwar waren mit der relativ trockenen Phase zwischen März und Mai 2012 im Vergleich zum feuchteren Frühjahr des Folgejahres deutlich geringere Grundwasserstände und Feuchtegehalte der oberen Bodenbereiche verbunden (Abb. 6.1.7, 6.1.8). Ähnlich große Änderungen der Schwermetallkonzentrationen wie während der anderen Niedrigwasserphasen wurden allerdings nicht sichtbar. Konzentrationsänderungen innerhalb der unteren Bodenbereiche fielen hier wahrscheinlich geringer aus, da trotz geringer Niederschläge insgesamt immer noch höhere Grundwasserstände als während der Spätsommer im Boden verbleiben konnten. Etwaige Variationen durch Feuchteabnahmen in 5-10 cm Tiefe konnten hingegen durch Lücken innerhalb der Datenreihen nicht verzeichnet werden. Änderungen der Schwermetallkonzentrationen als Folge geringer Bodenfeuchten und hoher Grundwasserflurabstände wurden daher ausschließlich während ausklingendem Sommer und frühem Herbst verzeichnet.

Hinsichtlich der unter oxischen Bedingungen verstärkt sorbierten Elemente As und Fe (RUPP & MEIßNER 2013, S.106) traten besonders in 50-60 cm Tiefe bei den Profilen „Fr“ oder „Fb2“ sichtbare Gehaltsabnahmen während der spätsommerlichen Tiefstände von Fluss- und Grundwasser auf, während durch die geringeren Änderungen des Grundwasserflurabstands bei „Mi“ keine größeren Konzentrationsänderungen stattfanden. Gleichzeitig erfuhren die unterhalb der Staubebereiche gelegenen Auengleye innerhalb der gleichen Bodenbereiche leicht verstärkte Freisetzungen des gelösten Cd und Zn, da beide Elemente typischerweise eine größere Mobilität unter zunehmend oxischen Verhältnissen erfahren (ALLOWAY & AYRES 1996, S.179). In „Mi“ findet eine verstärkte Mobilisation dieser beiden Elemente ebenfalls statt, dies geschieht jedoch besonders in 25-35 cm Tiefe durch einen steigenden Eintrag über Kapillarwässer. Hierdurch bestehen in der Mitte dieses Profils die größten Gesamtmengen und jährlichen Variationen dieser beiden Elemente. Eine solche Mobilisation konnte für Cd in den Profilen „Fr“ und „Fb2“ nur in deutlich geringerem Umfang festgestellt werden, während Zn seine bedeutendsten Gehaltszunahmen unter zunehmend trockenen Bedingungen vorwiegend innerhalb der obersten Bodenbereiche erfuhr.

Profil „Fb1“ war in größeren Bodentiefen durch den vergleichsweise geringfügigsten Einfluss des Grundwasserspiegels und nur relativ geringe Konzentrationsänderungen des As, Fe, Mn und Ni während zunehmend trockener Verhältnisse gekennzeichnet. In mittleren Profilbereichen wurden zudem keine erhöhten Schwermetallgehalte vorgefunden, die auf verstärkten Kapillarwassereinträgen beruhen könnten. Hierdurch sind spätsommerliche Konzentrationsspitzen, wenn vorhanden, innerhalb dieses Bodenbereiches nur undeutlich ausgebildet. Lediglich innerhalb des Oberbodens konnten während niedriger Durchfeuchtung leichte Konzentrationszunahmen des gelösten Cd, Cr oder Zn vorgefunden werden. Diese zeigen sich allerdings im Vergleich zu den anderen Profilen als etwas schwächer ausgeprägt, einerseits womöglich durch Lücken innerhalb der Datenreihen, andererseits, da dieses Profil durch seine Lage innerhalb der Hochflutmulde und die starke Beschattung über die verhältnismäßig geringsten Abnahmen der volumetrischen Bodenfeuchte verfügt.

Unabhängig vom Bodentyp lassen die Ergebnisse der Gelände- und Laboruntersuchungen für die obersten Bereiche der untersuchten Profile Zunahmen der Cd- und Zn-Konzentrationen während abnehmender Feuchteverhältnisse annehmen. Dies erklärt sich aus einer sinkenden Verdünnung, steigenden Salzgehalten und einer zunehmenden Konkurrenz der Schwermetalle um vorliegende Sorptionsplätze. Zu welchen Anteilen diese Faktoren die Konzentrationsanstiege beider Elemente beeinflussen, kann anhand der Untersuchungen nicht abgeschätzt werden. Allerdings wurden trotz verschieden hoher Leitfähigkeiten keine auffälligen Konzentrationsunterschiede zwischen den in Gelände und Laborversuch verzeichneten Gehaltszunahmen festgestellt. Hierdurch kann angenommen werden, dass die in den Oberböden vorhandenen Salzkonzentrationen grundsätzlich nicht ausreichen, um beide Elemente während intensiver Trockenperioden deutlich stärker zu mobilisieren als unter den gegenwärtigen Bedingungen. In Böden mit anderen Eigenschaften, Schwermetallbelastungen und höheren Salzkonzentrationen könnten solche Änderungen der Cd- und Zn-Konzentrationen während fortschreitend abnehmender Durchfeuchtung möglicherweise andersartig verlaufen. Die Konzentrationszunahmen des Zn konnten im Verlauf des Laborversuches ihren Medianwert um das 2- bis 10-fache übertreffen. Dies sollte allerdings durch das Fehlen von Morgentau, einer Vegetationsbedeckung und Unterbodenbereichen innerhalb der Labormessungen gravierender ausfallen als im Gelände. Die auffälligen sommerlichen Zunahmen des gelösten Zn werden möglicherweise durch dessen relativ hohe Konzentrationen verstärkt, da hierdurch verhältnismäßig geringere Anteile an Sorptionsplätzen zu Verfügung stehen, als für Elemente in geringeren Konzentrationen.

Einflussnahme von Erscheinungen des Klimawandels auf die Mobilität von Schwermetallen in Auenböden der unteren Lahn

Da eine Beeinflussung der hydrologischen Eigenschaften von Böden als Folge des derzeitigen Klimawandels grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden kann, vermuten BORCH et al. (2010, S.21), HMULV (2007, S.26) oder SCHÖNEMANN et al. (2008, S.20), dass hiervon auch Sorptionsprozesse von Schwermetallen betroffen sein können. Für das Gebiet der unteren Lahn kann insofern eine fortschreitende Veränderung von klimatischen Verhältnissen und Abflussgeschehen angenommen werden, als in Hessen und seinen Nachbargebieten (49-52° N; 7-11° Ost) für den Zeitraum von 1951-2000 ein Temperaturanstieg von durchschnittlich +0,9°C mit Annäherung an die Gegenwart festgestellt wurde (Tab. 6.1.5.1), der sich am stärksten in winterlichen Temperaturzunahmen (+1,6°C), einer vergleichsweise

geringsten Erwärmung während des Herbstes (+0,2°C) und somit einer Zunahme der potentiellen Verdunstung ausdrückt (SCHÖNWIESE et al 2006, S.15ff.; HMULV 2007, S.14; HLUG 2005, S.25). Der gemittelte Niederschlag stieg während der gleichen Zeitspanne um insgesamt +8,5%. Abnehmende Niederschläge wurden für den Sommer (17,8%), Niederschlagszunahmen für die anderen Jahreszeiten (ca. 20-25%) festgestellt, wobei ein häufigeres Auftreten sowohl extrem niedriger als auch extrem hoher Niederschläge verzeichnet wurde (SCHÖNWIESE et al 2006, S.22ff.). Insgesamt erfolgten eine Abnahme extrem feuchter Monate während des Sommers und eine Zunahme extrem feuchter Monate in Herbst und Winter, womit unter steigenden Eintrittswahrscheinlichkeiten extrem hoher Tagesniederschläge während Herbst und Winter eine Zunahme der Hochwassergefährdung während dieser Jahreszeiten verbunden ist (SCHÖNWIESE et al. 2006, S.41ff.). Allerdings konnten für die räumliche Verteilung dieser Klimaänderungen innerhalb des Untersuchungsgebietes starke regionale Differenzierungen festgestellt werden (HMULV 2007, S.17).

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Temp. (°C)	+1,7	+1,7	+1,6	+0,3	+1,4	+0,1	+1,0	+1,9	+0,3	+0,3	-0,1	+0,9
NS (%)	+10,5	+20,9	+61,9	+10,5	+1,6	-11,7	-0,1	-18,0	+18,6	+46,1	+16,2	+28,8
Jahr	Winter		Frühling			Sommer			Herbst			
+0,9°C	+1,6°C		+1,1°C			+1,0°C			+0,2°C			
+8,5%	+22,2%		+20,3%			-17,8%			+24,9%			

Tabelle 6.1.5.1 Monatliche und jahreszeitliche Entwicklungstrends von Temperatur- und Niederschlagsverhältnissen des Zeitraums 1951-2000 in Hessen und angrenzenden Gebieten. Quelle: SCHÖNWIESE et al. (2006, S.63).

Resultierend aus dieser Klimaentwicklung konnte eine deutliche Beeinflussung des Abflussgeschehens der Lahn für den gleichen Zeitraum festgestellt werden: So zeigen Abflussdaten des Pegels Leun beim Vergleich der Zeiträume 1950-1975 und 1975-2000 mit Annäherung an die Gegenwart eine leichte Verschärfung der Differenzen jahreszeitlicher Abflussraten, was sich aus dem Zusammenspiel verringerter sommerlicher Abflüsse, einer vergrößerten Abflusswirksamkeit der Winterniederschläge¹² und einer abnehmenden, verzögerten Schmelzwasserabgabe¹³ erklärt (HLUG 2005, S.25). Für rheinland-pfälzische und hessische Gebiete wird ein Anhalten der bisherigen winterlichen und sommerlichen Temperaturerhöhungen, der steigenden Höhen winterlicher Niederschläge, der abnehmenden sommerlichen Niederschlagsspenden und der zunehmenden räumlichen Niederschlagsvariabilität während der Sommermonate angenommen (MUFV 2007, S.27ff.; HLUG 2005, S.12ff.).

Ergänzend existieren Projektionen zum zukünftigen Abflussverhalten hessischer Oberflächengewässer, die auf der Basis bestehender Messdaten, verschiedener IPCC-Szenarien und regionalen Klimamodellierungen (REMO, WETTREG) in Kombination mit einem Wasserhaushaltsmodell (LARSIM) für Bereiche der Lahn erstellt wurden (HLUG 2005, S.23). Innerhalb des Lahnggebietes wird demnach für den Zeitraum 2021-2050 eine, je nach Szenario variierende, Abflusszunahme von 10-20% während des hydrologischen Winterhalbjahres angenommen, während umgekehrt Abnahmen der Mittelwasserabflüsse von maximal -19% für die

¹² Die größere Abflusswirksamkeit ergibt sich aus höheren Wintertemperaturen, zunehmenden Winterniederschlägen und einer geringeren Schneedeckenentwicklung.

¹³ Ergibt sich aus einer verringerten Niederschlagsrücklage in Schnee.

hydrologischen Sommerhalbjahre berechnet wurden (RICHTER & IBER 2008, S.33) und insgesamt von relativ geringfügigen Änderungen der jährlichen Abflussspenden ausgegangen wird (HMULV 2007, S.27). Für die mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse wurde für den gleichen Zeitraum eine generelle Abnahme während Sommer und Herbst um -5 bis -15% berechnet, während ein Anstieg der mittleren monatlichen Hochwasserabflüsse während der Winterhalbjahre um 2-12% vermutet wird¹⁴ (RICHTER & IBER 2008, S.31ff.).

Ungeachtet der Tatsache, dass die Projektionen zukünftiger Klimaentwicklungen mit starken Unsicherheiten belastet sind (SCHÖNWIESE et al. 2006, S.57), kann angenommen werden, dass zukünftige Erscheinungen des Klimawandels ihre Einflussnahme auf die Bindung von Schwermetallen in Interstitialbereichen grundsätzlich über veränderte Frequenzen oder Amplituden der saisonalen und ereignisspezifischen Wasserstandsänderungen von Fluss- und Grundwasser sowie Durchfeuchtungsänderungen der Oberböden entfalten. Da zwischen den hydrologischen Eigenschaften von Böden bereits auf kleinstem Raum erhebliche Differenzen bestehen können, erscheint es unmöglich, eine Wirkung klimatischer Änderungen auf einen größeren Raum zu vereinheitlichen. Vielmehr ist anzunehmen, dass Interstitialbereiche existieren, die zumindest innerhalb unterer Bodenzonen mehr oder weniger stark von zukünftigen Änderungen hydrologischer Gegebenheiten betroffen sein könnten. Hiervon sollten bevorzugt solche Auenböden beeinflusst werden, die bereits gegenwärtig vergleichsweise große saisonale und ereignisspezifische Änderungen der gelösten Schwermetallgehalte erfahren. Da das Abflussverhalten im Gebiet der unteren Lahn zu großen Anteilen durch Staustufen modifiziert wird, lassen die eigenen Untersuchungsergebnisse flussaufwärts davon eine schwächere Einflussnahme durch veränderte Spiegelhöhen von Fluss- und Grundwasser annehmen, als direkt unterhalb von Staustufen.

In flussabwärts von Stau- und Wehranlagen gelegenen Gewässerabschnitten, mit vergleichsweise größeren jahreszeitlichen Variationen der Abflussspenden, ist in unteren Bodenbereichen von einer leicht vergrößerten Freisetzung an gelöstem Cd und Zn während sommerlicher Niedrigwasserphasen und etwas höheren Austrägen an As, Fe, Mn und Ni im Falle vermehrt auftretender Winterhochwässer auszugehen¹⁵. In Flussabschnitten mit vergleichsweise geringeren Variationen der Wasserstandsänderungen ist, unter der Gegenwart höherer Grundwasserspiegel, eine geringere Beeinflussung unterer Bodenbereiche anzunehmen, während möglicherweise Kapillarwasseraufstiege und die dadurch erfolgenden Schwermetalleinträge während Temperaturanstiegen geringfügig steigen können. Die oberen Bodenbereiche von Auenböden sollten grundsätzlich weitgehend unabhängig von Änderungen des Abflussverhaltens durch Erscheinungen des Klimawandels sein. Dies ist für Auenböden der unteren Lahn nur in Form einer verhältnismäßig sehr geringen Erhöhung gelöster Cd- und Zn-Gehalte während sommerlicher Hitzewellen denkbar.

Grundsätzlich sollte bei diesen Annahmen unbedingt beachtet werden, dass die jahreszeitlichen Variationen der Schwermetallgehalte, wie sie innerhalb der untersuchten Unterböden der Auengleye vorgefunden wurden, nur während verhältnismäßig großer Variationen von Abflussverhältnissen und Grundwasserspiegel, während sommerlicher Niedrigstände oder winterlicher

¹⁴ Bei den berechneten Hochwasserabflüssen handelt es sich um mittlere monatliche oder jährliche Abflussraten, also 1- bis 2-jährige Hochwasserereignisse. Auf größere Hochwasserereignisse mit geringeren Eintrittswahrscheinlichkeiten können diese Ergebnisse nicht übertragen werden.

¹⁵ Dies gilt im Fall gleicher Bodentypen sowie ähnlicher Schwermetallgehalte und Bodeneigenschaften wie bei den Untersuchungsprofilen.

Hochwässer auftraten. Maximale Abnahmen der Mittelwasserabflüsse von 19%, wie sie von RICHTER & IBER (2008, S.33) für das gesamte hydrologische Sommerhalbjahr des Zeitraums 2021-2050 angenommen werden, scheinen kaum ausreichend, um derzeitige sommerliche Tiefstände des Grundwassers im Dezimeterbereich zu vergrößern. Genauso sollte das häufigere Auftreten von Winterhochwässern die damit verbundene Freisetzung an gelöstem As, Fe, Mn oder Ni nur unwesentlich anheben, da deren Umfang vielmehr durch die Dauer des Hochwasserereignisses und die Höhen der Hochwasserwellen gesteuert werden dürfte. Da die Wirkung des Fließgewässers auf die Grundwasserspiegelhöhe von Interstitialbereichen mit steigender Distanz zum Gerinne gewöhnlich abnimmt (VON GUNTEN et al. 1991, S.3600), sinkt parallel hierzu auch die Beeinflussung unterer Bodenbereiche durch zukünftige Änderungen des Abflussverhaltens. Änderungen von gelösten Schwermetallkonzentrationen als Folge zukünftig häufiger auftretender Hitzewellen sollten also in Interstitialbereichen der unteren Lahn nur äußerst geringfügig ausfallen und selten in messbaren Bereichen liegen.

Hypothese b) *„Die als Folge des Klimawandels anzunehmenden Durchfeuchtungsänderungen können über die Einflussnahme auf Redoxverhältnisse und Salzgehalte die Mobilität von Schwermetallen in Böden der unteren Lahn vergrößern“* wird entsprechend weitgehend abgelehnt, da hier zwar geringfügige Beeinflussungen an einigen Stellen nicht ausgeschlossen werden können, diese aber kaum eine größere Abweichung von den derzeitigen Verhältnissen beinhalten sollten.

Folgen der angenommenen Klimaänderung sollten dennoch für das Gewässer der Lahn auch hinsichtlich der dortigen Schwermetallproblematik nicht verharmlost werden, da hier jedenfalls innerhalb des Gerinnes bei einer Verschärfung der Niedrigwassersituation sehr wohl mit leicht zunehmenden Konzentrationen gelöster Schwermetalle durch eine verringerte Verdünnung gerechnet werden muss, wenn deren gegenwärtige Frachten bis zu dieser Zeitperiode gleichbleiben sollten.

Auenbereiche als Quelle gelöster Schwermetalle für das Gewässer der Lahn

Bei einem Austrag mobiler Schwermetallanteile aus den Auenböden ist damit zu rechnen, dass die in ihnen gelösten Elemente in die Nahrungskette gelangen können. Da die untersuchten Auenabschnitte unbebaute Flächen ohne den Anbau von Nutzpflanzen darstellen, sollte eine Freisetzung von Schwermetallen in die Nahrungskette lediglich über den Austragspfad Boden–Grundwasser erfolgen. Hierfür wurden im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen Überschreitungen der Prüfwerte gemäß BBODSCHV (Anhang V, Tab.3) in nahezu allen Profilbereichen für gelöstes Zn festgestellt. Die Mittelwerte anderer Elemente übertrafen die Prüfwerte bei Profil „Fr“ (50-60 cm Tiefe) lediglich im Falle des As, während alle anderen Überschreitungen in Profil „Mi“ festgestellt wurden, wo die mittleren gelösten Konzentrationen des As und Ni in 50-60 cm und des Cd und Cu in 25-35 cm die bestehenden Vorgaben übertrafen. Im Falle des Cu und Ni wurden die Prüfwerte nur leicht überschritten, während diese durch Cd um das etwa 2-fache und As um das etwa 60-fache übertroffen wurden.

Über den Pfad des Grundwassers sind wiederum zwei Wege der Freisetzung denkbar: Einerseits ist anzunehmen, dass gelöste Schwermetalle über Austauschvorgänge zwischen Interstitial- und Flusswässern in das Gerinne der Lahn gelangen, andererseits durch die Nutzung der nahe des Profils „Mi“ gelegenen Auenbereiche als Freizeitgrundstücke.

Über Böden und Grundwasser erfolgende Einträge gelöster Schwermetalle in das Gerinne der Lahn sind während mittlerer und niedriger Wasserstände des Fließgewässers anzunehmen, da diesem während solcher Phasen gewöhnlich größere Mengen des in den Auen gespeicherten Interstitialwassers zufließen (BRUNKE & GONSER 1997, S.5). Umgekehrt können die gelösten Schwermetallkonzentrationen im Verlauf von Hochwasserwellen durch den Austritt von Qualmässern (BRANDT 2003, S.198) und verstärkte hydraulische Austauschprozesse (SAENGER 2001, S.18) in das Flusswasser gelangen. Allerdings ändert sich mit zunehmender Distanz zum Gerinne der Lahn der Bau der vorliegenden Böden, worauf der Vergleich der Profile „Fb1“ und „Fb2“ und Untersuchungsergebnisse von KANTERT (2013, S.12ff.) hinweisen. Demnach behalten die innerhalb der gleichen Auenabschnitte gelegenen Böden mit zunehmender Distanz zur Lahn relativ ähnliche Texturen, allerdings nimmt das Auftreten redoximorph geprägter Bodenbereiche durch die leicht zunehmenden Höhen der Geländeoberflächen mit wachsender Distanz zum Gewässer der Lahn an Tiefe zu. Die in nächster Nähe zur Lahn gelegenen Auengleye gehen entsprechend auf relativ engem Raum in Gley-Vegen oder Vegen über. Im Bereich aller Flächen wurde gegenüber den Untersuchungsprofilen in bereits wenigen Metern Entfernung eine Tiefenzunahme der G-Horizonte um mehrere Dezimeter festgestellt (Abb. 6.1.5.1). Grundsätzlich ist daher mit einer Abnahme von vertikalen Gradienten des Redoxpotentials bei einer zunehmenden Entfernung zu rechnen, wie es auch zwischen „Fb1“ und „Fb2“ festgestellt wurde. Die Daten zu den behandelten Auengleyen sind also nur für eine schmale Uferzone entlang der Lahn repräsentativ. Im Längsverlauf dieser Uferzone werden die Mächtigkeiten der Böden häufig durch das Auftreten von Kieslagen in unteren Bodenbereichen begrenzt. Böden mit gleicher Gründigkeit zeigen allerdings zumeist ähnliche Horizontkonstellationen wie die behandelten Profile¹⁶. Da die aus Änderungen der Abflussverhältnisse im Gerinne hervor gehenden Variationen des Grundwasserspiegels mit zunehmender Distanz nachlassen (GIEBEL & HOMMES 1994, S.5), sollten die mit Wasserstandsänderungen von Fluss- und Grundwasser verbundenen Redoxänderungen in größeren Entfernungen grundsätzlich geringere Anteile der Bodenprofile beeinflussen. Gleichzeitig sollte der stoffliche Austausch zwischen Auenböden und Fließgewässer durch laterale Interstitialbereiche in Gerinnenähe intensiver beeinflusst werden, als von peripher gelegenen Auenböden (VON GUNTEN et al. 1991, S.3608). Inwieweit und aus welchen Bereichen der Aue noch stoffliche Einträge in das Gewässer der Lahn stattfinden können, wird durch zahlreiche Komponenten wie beispielsweise die gelösten Anteile der betroffenen Elemente, Bau und Wasserhaltevermögen der Böden oder topographische Eigenschaften bestimmt und kann je nach Beschaffenheit einer Auenfläche verschieden ausfallen. Die schnelle Kopplung von Grund- und Flusswasserständen sowie die hohen kf-Werte der Böden lassen allerdings stoffliche Einträge aus den untersuchten Auengleyen in das Gerinne der Lahn annehmen, wenn auch nicht bewertet werden kann, in welchem Umfang die Gewässerchemie der Lahn hierdurch tatsächlich beeinflusst wird.

¹⁶ Im Auenbereich des Profils „Miellen“ treten obere Bodenbereiche auf, die offensichtlich anthropogen aufgeschüttet wurden (Profil 1, Abb. 6.1.5.1), möglicherweise mit Unterbodenmaterial aus dem als Renaturierungsmaßnahme angelegtem Weiher. Hierdurch sind starke Differenzen der königswasserlöslichen Schwermetallgehalte innerhalb der Oberböden anzunehmen.



Abbildung 6.1.5.1: Transsekte der Mischprobenentnahme und Bodenprofile der Flächen „Friedrichsseggen“ und „Miellen“. Tiefen der G-Horizonte nehmen mit wachsenden Distanzen zum Gerinne der Lahn zu. Quelle: Luftbilder des LANDESAMTES FÜR VERMESSUNG UND GEOBASISINFORMATION RHEINLAND-PFALZ.; Fotos der Bodenprofile: Nils Kantert.

Um die vermeintliche Rolle der belasteten Interstitialwässer als Schwermetallquelle für das Gerinne der Lahn abzuschätzen, wurden ergänzend monatliche Messdaten zu gelösten Schwermetallkonzentrationen, pH-Werten, elektrischer Leitfähigkeit, DOC-Konzentrationen und Wasserspenden der vom rheinland-pfälzischen Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG) betriebenen Untersuchungsstation Lahnstein¹⁷ für die Jahre 2006-2009 herangezogen. Diese externen Daten sind zusammen mit der dazugehörigen Korrelationsmatrix in Anhang IV zu finden. Folgend werden lediglich die Ergebnisse der Korrelationsanalysen angesprochen, die einen Korrelationskoeffizienten von $>0,5$ und ein Signifikanzniveau von $< 0,05$ erreichen konnten (Tab. 6.1.5.2).

	m ³	Fe	Zn
eL	-0,74**		0,57**
m ³		0,54**	-0,78**

Tabelle 6.1.5.2: Bestehende Korrelationen zwischen elektrischer Leitfähigkeit (eL), Abflussmenge (m³) und den gelösten Konzentrationen des Fe und Zn im Fließgewässer der Lahn. n = 52; ** = Signifikanz auf dem Niveau 0,01.

Quelle der Rohdaten: LUWG Rheinland-Pfalz.

Aus den wenigen mittleren bis guten Korrelationen dieser Messwerte geht hervor, dass innerhalb der bearbeiteten Messgrößen lediglich die elektrische Leitfähigkeit sowie Fe und Zn signifikante Abhängigkeiten von der Wasserführung der Lahn erkennen lassen. Mit einem Anstieg der Abflussmengen können demnach, in Übereinstimmung mit den während des Winterhochwassers 2011/2012 im Gewässer der Lahn festgestellten Schwermetallgehalten (Abb. 6.1.19), Anstiege der Konzentrationen an gelöstem Fe erfolgen, während umgekehrt unter zunehmendem Niedrigwasser häufiger ein Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit und der gelösten Zn-Gehalte eintritt.

Mit dem Auftreten einer Hochwasserwelle werden grundsätzlich die aus kommunalen oder industriellen Abwässern eingeleiteten Elementgehalte während hoher Wasserstände verdünnt und erfahren dadurch relative Anteilsabnahmen. Die hierbei stattfindenden Zunahmen des gelösten Fe sollten entsprechend vorwiegend aus den stofflichen Einträgen zuströmender Interstitial- und Oberflächenwässer resultieren. Steigende Gehalte an gelöstem Fe gehen häufig mit Hochwasserereignissen einher, wobei nach JOHNSON & THORNTON (1987, S.363) die niederschlagsbedingte Ausspülung oxidierte Fe-Verbindungen aus oberflächennahen Bereichen bei einem gleichzeitig verstärkten Zufluss von Oberflächenwässern als Ursache angeführt wird. Da für steigende Abflussmengen gleichzeitig intensivierte hydraulische Austauschprozesse angenommen werden können (SAENGER 2001, S.18), sollte allerdings grundsätzlich die Möglichkeit bestehen, dass gelöstes Fe während Hochwasserereignissen auch aus Interstitialwässern verstärkt in das Fließgewässer der Lahn gelangt. Anstiege des gelösten Fe traten relativ schnell nach dem Einsetzen des untersuchten Hochwassers auf (Abb. 6.1.19), weshalb eine verstärkte Fe-Freisetzung nur aus Interstitialbereichen mit bereits ausreichend reduzierenden Verhältnissen angenommen werden kann. Frisch überflutete Bodenzonen benötigen für die Etablierung reduzierender Bedingungen unter winterlichen Temperaturverhältnissen gewöhnlich lange Zeiträume (GRÖNGRÖFT et al. 2000, S.280) und können daher als Fe-Quellen während Hochwässern als weniger relevant

¹⁷ Die Untersuchungsstation Lahnstein befindet sich ca. 3 Kilometer flussabwärts des Profils „Fr“.

betrachtet werden. Die Frage, welche Anteile Interstitialwässer am Anstieg des gelösten Fe im Flusswasser einnehmen, bleibt allerdings offen.

Die Datenreihen des LUWG Rheinland-Pfalz der Jahre 2006-2009 zeigen während Hochwässern Konzentrationsspitzen des gelösten Fe, die Gehalte von 2 mg/l überschreiten und im Vergleich mit dem zugehörigen Medianwert von 280 µg/l (Anhang IV, Tab. 1) relativ hohe Konzentrationen darstellen. Beim Vergleich mit Forschungsergebnissen von PEURANEN et al. (1994, S.394) oder VUORI (1995, S.320) kann im Falle der besagten Konzentrationen jedoch von keiner größeren akuten oder chronischen toxischen Wirkung des gelösten Fe ausgegangen werden. Die Tatsache, dass trotz der anzunehmenden raschen Oxidation des Fe beim Eintritt in das Fließgewässer dennoch relativ hohe gelöste Anteile während der Hochwasserereignisse auftreten, führt zur Annahme, dass gewisse Anteile des gelösten Fe mit organischen Verbindungen komplexiert (BRANDORFF & MASCH 1997, S.3) oder als feinste (hydr-)oxidische Kolloide <45µm (CAMERON & LISS 1984, S.185) vorliegen und sich entsprechend nicht als Präzipitate in Gerinnesedimenten oder den Kiemenbereichen von aquatischen Organismen niederschlagen können. Durch die Beschränkung erhöhter Fe-Konzentrationen auf die Wintermonate kann außerdem eine Schädigung von Brut oder Jungtieren betroffener Gewässerorganismen ausgeschlossen werden.

Die Tatsache, dass neben den Fe-Spitzen während hoher Wasserstände keine regelmäßigen Gehaltszunahmen des parallel hierzu im Boden freigesetzten As und Ni im Wasser der Lahn auftreten, erklärt sich durch deren Mengenanteile und Bindungsverhalten. So sind Konzentrationsanstiege des Fe als mengenmäßig stärkstes Element am einfachsten nachzuweisen, während Elemente mit weitaus weniger hohen Konzentrationen durch die steigende Verdünnung während des Hochwasserabflusses wesentlich geringfügiger in ihren Gehaltszunahmen ausgeprägt sein sollten oder relativ abgereichert werden (ZERLING et al. 2006, S.237). Zudem werden diese Elemente in Fließgewässern zu vergleichsweise großen Anteilen partikulär transportiert und werden also während ihrer Freisetzung im Flusswasser durch (hydr-)oxidische Verbindungen des Fe gebunden (JOHNSON & THORNTON 1987, S.363). Freigesetztes Fe sollte, nach erfolgter Oxidation innerhalb des Oberflächenwassers, über Adsorptionsprozesse andere gelöste Elemente in ihren Anteilen abreichern, wodurch diese aufgrund ihrer geringeren Konzentrationen in verhältnismäßig größerem Umfang Anteilsverluste erfahren sollten als gelöstes Fe.

Im Fall des Zn ist die Situation komplizierter, da während niedriger Wasserstände natürlich auch eine Konzentrierung von Elementen aus Brauch- und Abwassereinleitungen stattfindet, die eine nicht unerhebliche Zn-Quelle für Fließgewässer darstellen (HILLENBRAND et al. 2005, S.28ff.). Hinsichtlich der bei Niedrigwasser häufig auftretenden Zn-Zunahmen sollte deren Einflussnahme also grundsätzlich steigen. Aus den eigenen Untersuchungen geht hervor, dass mit fallendem Grundwasserspiegel innerhalb unterer Bodenbereiche eine verstärkte Freisetzung des gelösten Zn stattfindet. Obwohl während niedriger Wasserstände mit einer Verminderung hydraulischer Austauschbewegungen zu rechnen ist (SAENGER 2001, S.13), kann während Niedrigwasserperioden von einem wachsendem Zustrom der Interstitialwässer in Fließgewässerbereiche (TRÄBING et al. 2001, S.21) und einem damit verstärkten Eintrag an gelöstem Zn in das Gewässer der Lahn ausgegangen werden. Hierbei sollte es sich um eine nicht unerhebliche Stoffzufuhr handeln, zumal einem Fließgewässer zuströmende Interstitialwässer über längere Gewässerabschnitte hinweg messbare Anteile des Gesamtabflusses darstellen (GIEBEL & HOMMES 1994, S.8) und Untersuchungen von LENZ (1986, S.52ff.), WIEBER

(1994, S.46ff.), HAUENSTEIN & HUTZLER-GARDT (1996, S.64ff.), HAUENSTEIN et al. (2000, S.22ff.), HOLLINGSWORTH (2013, S.44) oder MOHR (2013, S.13) in Übereinstimmung mit den dargestellten Messergebnissen auf große Flächen an Interstitialbereichen hinweisen, die sehr hohe Konzentrationen an Zn enthalten. Letztendlich ist eine Freisetzung des Zn aus gerinnenahen Auenbereichen während Niedrigwasserphasen sehr wahrscheinlich, kann aber anhand der vorgenommenen Untersuchungen in ihrem Bedeutungsgrad nicht genauer eingeschätzt werden. Parallel dazu sind theoretisch steigende Einträge des unter oxischen Verhältnissen zunehmend mobiler werdenden Cd denkbar, aufgrund seiner weit geringeren Anteile in den Interstitialwässern sollte es jedoch weniger stark ins Gewicht fallen.

Die Konzentrationsspitzen des gelösten Zn erreichten nach den Daten des LUWG zwischen 2006 und 2009 einen Maximalwert von 182 µg/l. Die für Zn regelmäßig im Gewässer der Lahn übertroffenen Umweltqualitätsnormen (LUWG 2011, S.72) existieren gemäß OGEWV (Anhang V, Tab.5) nur für dessen Schwebstoffkonzentrationen, ein Vergleich mit den Zielvorgaben der LAWA (Anhang V, Tab.6) zeigt jedoch die hohe Größenordnung, in denen sich die Konzentrationen an gelöstem Zn im Gebiet der unteren Lahn befinden. Da die Wasserqualität eines Fließgewässers neben bestehenden Einleitungen auch stark durch die Qualität der Sedimente seiner Interstitialbereiche bedingt wird (FLÜCK 2012, S.1), kann zumindest angenommen werden, dass die sich hieraus ergebende Schadstofffreisetzung, ungeachtet ihrer ungewissen Anteilnahme an der Gesamtbelastung des Gewässers, durch das langwierige Verbleiben der Schadstofffrachten in den Interstitialbereichen zukünftig noch über lange Zeiträume hinweg bestehen wird.

Hypothese c): „Belastete Uferbereiche stellen eine Quelle für gelöste Schwermetalle im Fließgewässer der unteren Lahn dar“ kann zumindest für die Elemente Fe und Zn unter gewissen Wasserständen angenommen werden. Dennoch bleibt unklar, wie hoch die Anteile der aus den Uferbereichen stammenden Einträge an den gelösten Elementgehalten in Wässern der Lahn tatsächlich ausfallen. Da die hieraus erfolgenden Einträge über den Austausch mit Interstitialwässern geschehen können, kann angenommen werden, dass hierbei weitere Schwermetalleinträge stattfinden, wenn die jeweiligen Elementkonzentrationen der Interstitialwässer die des Flusswassers übertreffen. Allerdings scheinen diese Einträge wenig an Bedeutung für die gelösten Schwermetallkonzentrationen der Lahn auszuüben, da sie entweder in zu geringen Umfängen erfolgen, als dass sie während Wasserstandsänderungen deutlich sichtbar werden, oder eine schnelle Bindung an Schwebstoffe erfolgt, so dass sich die Zufuhr gelöster Elemente verstärkt auf die partikulär transportierten Schwermetallanteile des Gewässers auswirkt.

Neben der Freisetzung bestimmter Schwermetalle in das Gewässer der Lahn stellt die Nutzung einiger in geringer Entfernung zu Profil „Mi“ gelegenen Auenbereiche als Freizeitgrundstücke einen potentiellen Pfad zum Erreichen der Nahrungskette dar. Dies setzt eine unangemessene Nutzung sowie die Annahme voraus, dass die dortigen Böden ähnliche Schwermetallbelastungen wie die Profil „Mi“ umgebende Auenfläche vorweisen. Dieser Gedanke ist insofern berechtigt, da in der mittels Mischproben untersuchten Fläche um das Profil „Mi“ Überschreitungen der nach BBodSchV (Anhang V, Tab.3) festgelegten Maßnahmenwerte für königswasserlösliches Cu hinsichtlich der Beweidung durch Schafe und der mittels Ammoniumnitrat extrahierten Cd-Konzentrationen bezüglich Cd-anreichernder Gemüsearten durchweg übertroffen wurden (Anhang I, Tab. 9). Allerdings werden die

besagten Grundstücke gegenwärtig nicht durch Gemüseanbau oder Viehhaltung genutzt.

Handlungsempfehlungen

Da die untersuchten Auenbereiche keiner landwirtschaftlichen Nutzung unterliegen, ist das aus den vorliegenden Schwermetallbelastungen hervorgehende Risiko zur Gesundheitsbelastung des Menschen als gering einzustufen. Auf den Freizeitgeländen nahe der Ortschaft Miellen sollte allerdings auf die Installation von Schlagbrunnen, den Anbau von Gemüse oder die Haltung von Schafen oder Rindern verzichtet werden, wenn nicht zuvor entsprechende Analysen der dortigen Schwermetallbelastungen durchgeführt wurden.

Außerdem sollte bei der Durchführung baulicher Eingriffe wie dem Um- oder Rückbau von Wehranlagen und Staustufen, wo innerhalb gewisser Flussbereiche von einer permanenten Modifikation der Abflussverhältnisse der Lahn ausgegangen werden kann, die damit einher gehende Beeinflussung der Schwermetallbindungen unbedingt berücksichtigt werden. Da die Belastungen der Uferbereiche an königswasserlöslichem Cd, Cu, Pb und Zn in Bereichen der unteren Lahn große Flächenanteile umfassen und punktuell auch Belastungen an As vorliegen, könnte hierdurch sowohl eine verstärkte Freisetzung als auch eine zunehmende Immobilisierung dieser Elemente bewirkt werden. Steigende Wasserspiegel als Folge menschlicher Eingriffe sollten grundsätzlich nicht nur in Auenbereichen mit größeren As-Gehalten, durch dessen daraus in unteren Bodenbereichen zunehmende gelöste Fraktion, vermieden werden, da hierbei gleichzeitig in mittleren Bodenbereichen zunehmende Einträge an Cd und Zn durch Kapillarwässer bewirkt werden können. Sinkende Wasserstände der Lahn könnten hingegen mit einer Mobilisierung derzeit sulfidisch gebundener Cd, Cu und Zn-Anteile in unteren Bodenbereichen verbunden sein.

Zusätzlich scheint eine Reduzierung menschlicher Eingriffe in den Auenbereichen, die mit einer Zunahme der fluvialen Erosion entlang der Uferbereiche verbunden sind sinnvoll, da so langfristig die belasteten Substrate der Auenböden durch die Sedimentation verhältnismäßig geringer belasteter Gerinnesedimente überdeckt werden.

6.2. Ergebnisse zu Schwermetallstatus und –mobilität in entleerten Talsperren

Die Datenerhebung zu den behandelten Staukörpern wurde in den Jahren 2011–2013 unternommen. Dabei wurde versucht, die Wirkung verschiedener Altersstadien freigelegter Sedimente auf die Mobilität von Schwermetallen in Interstitial- und Oberflächenwässern zu erfassen. In Bereichen der Aartalsperre fanden daher Untersuchungen im ersten Monat und bei der TS Driedorf innerhalb der ersten drei Monate nach erfolgter Freilegung der Sedimente statt, während mit der TS Klingenberg ein bereits anderthalb Jahre entleerter Speicher untersucht wurde. Die Darstellung der Ergebnisse bezieht sich entsprechend auf den Zeitraum der jeweiligen Entleerung.

6.2.1 Ergebnisse Aartalsperre

Aufgrund von Sanierungsarbeiten wurden 2011 große Bereiche der Aartalsperre entleert. Eine Untersuchung von Oberflächenwasser, Interstitialwasser und Sediment der Hauptsperre wurde während der Anfangsphase der Sedimentfreilegung im Zeitraum August – September 2011 vor, während und nach dem Herunterfahren des Wasserspiegels durchgeführt.

6.2.1.1 Eigenschaften der Talsperrensedimente

Durch die rasch nach der Entleerung erfolgende Untersuchung der Talsperrensedimente lagen diese besonders zu Anfang der Untersuchungen stark gequollen und mit hohen Wassergehalten vor. Um Folgen des Ablassens zu verringern, wurde im mittleren Bereich des Staubeckens ein Damm angelegt, der ab dem 4.9.2011 den hinteren mittleren Bereich des Beckens wieder aufstaute, was sich sichtbar auf die Entwässerung nahe gelegener Sedimentvorkommen auswirkte. Eine Vegetationsdecke lag bis zum Ende der Untersuchungen nicht vor, mit dem beginnenden Wachstum von Gefäßpflanzen wurden die Arbeiten eingestellt.

Profiluntersuchungen und Probennahmen zur Analyse von Profilvermerken und der gegebenen Belastungssituation erfolgten an insgesamt fünf das Staubecken durchquerenden Transsekten. Sedimente wurden in Form gestörter Proben entnommen. Die Profile setzen sich grundsätzlich aus zwei verschiedenen Schichten zusammen, nämlich einer oberen Schicht aus Seesediment, die folgend auch als reliktsche Mudde angesprochen wird und einer davon überlagerten Schicht aus fossilem Auenboden (Abb. 6.2.1.1). Innerhalb der Seesedimente konnten Horizontbildungen nur stellenweise im Initialstadium der Profildifferenzierung erkannt werden, was sich über wenige Millimeter mächtige Braunfärbungen in den Topbereichen der Profile oder die mit fortschreitender Zeit einsetzende Bildung eines Absonderungsgefüges in Form von Trockenrissen äußerte. Trotz fehlender Wassersäule blieben also Merkmale einer Horizontdifferenzierung innerhalb der Mudden relativ geringfügig ausgeprägt.

Durch ihre starke Quellung zeigten die Seesedimente der Aartalsperre nur selten die Gegenwart makroskopisch unterscheidbarer Sedimentlagen als Folge von Jahresschichtung oder Hochwasserereignissen. Angelehnt an die Morphologie des Staubeckens variierten die Mächtigkeiten der Talsperrensedimente je nach Lage. Besonders innerhalb des alten Gerinnebetts des Aarbaches und nahe der Stau-

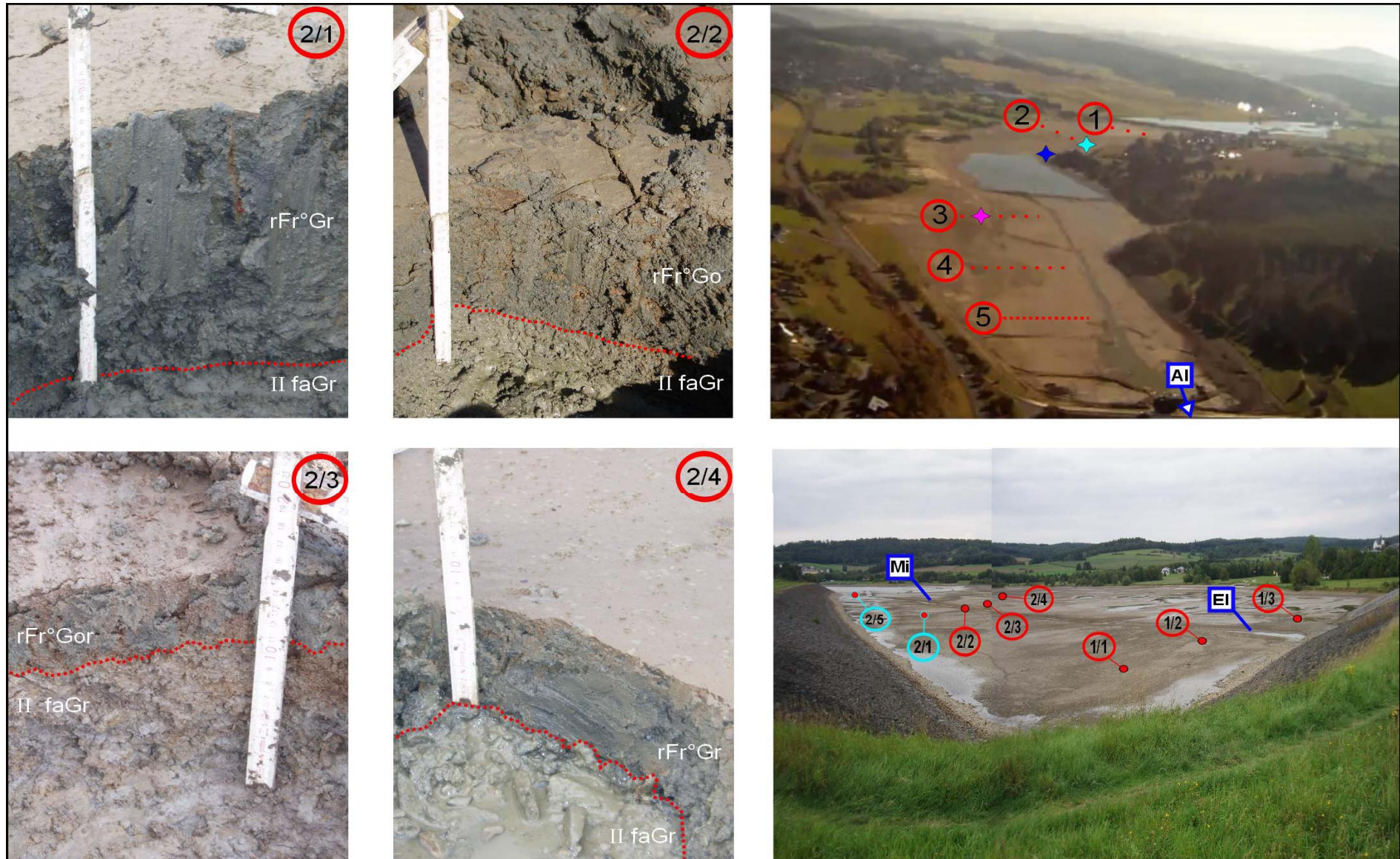


Abbildung 6.2.1.1: Lage der Transsekte 1-5 (oben rechts) inkl. der Entnahmestellen von Interstitialwässern (= sternförmige Markierungen: Hellblau = Profil 2/1; Blau = 2/5, Violett = 3/1), Lagen einzelner Entnahmestellen gestörter Proben in den Transsekten 1 + 2 sowie der Entnahmestellen „EI“ und „Mi“ der Oberflächenwasserproben. Links: Beispielprofile des Transsekte 2 (Aufnahmedatum 15.9.2011).

mauer konnten die Sedimente Mächtigkeiten von 50 cm übertreffen, während sie in gewölbten Lagen des hinteren Staubeckens stellenweise nur im Millimeterbereich ausgebildet waren. Die Mächtigkeiten der untersuchten Profile lagen zwischen 0–26 cm und zeigten deutliche Abhängigkeiten vom vorgegebenen Relief des Staubeckenbodens, nahmen aber grundsätzlich mit Annäherung an die Staumauer zu.

Die untere Schicht des überlagerten Auenbodens ist in ihrer Ausbildung relativ abwechslungsreich, was vor allem auf der Tatsache beruht, dass beim Bau der Talsperre der Grund des Staubeckens teilweise ausgehoben wurde und so häufig gekappte Böden innerhalb der tieferen Profilbereiche vorliegen. Hier bestehen daher vorwiegend Differenzen je nach Lage im Staubecken. In den deutlich maschinell ausgehobenen Bereichen der Stauwurzel wurden obere Bodenbereiche tief abgetragen, so dass die Mudden direkt zumeist die faM-Horizonte der fossilen Böden überlagern. Nach dem vorderen Staubecken stehen hingegen zumeist fGo- oder fGr-Horizonte fossiler semiterrestrischer Böden an, gelegentlich treten auch Flusschotter (Transsekt 4) oder fAp-Horizonte auf.

Organische Substanz und Textur

Durchschnittliche Anteile an organischen Substanzen sind für die Seesedimente in Tabelle 6.2.1.1 dargestellt und variieren insgesamt von 3,4–10,2 Gew.%, während in den davon überlagerten Schichten der Auenböden 3,0–9,0 Gew.% erreicht werden. Entsprechend ähnlich zeigen sich die Medianwerte der organischen Anteile beider Profilschichten, die im Seesediment nur leicht höher ausfallen als innerhalb der fossilen Auen- und Grundwasserböden.

Horizont	Textur (Gew.% der kalk- und humusfreien Feinerde)							OS (Gew.%)	n (Horizonte)
	gS	mS	fS	gU	mU	fU	T		
rFr°Gr	0,7	2,2	6,0	23,1	21,3	12,8	28,2	6,9	19
II fGor	0,7	3,9	7,6	23,0	18,4	11,2	29,5	5,2	9

Tabelle 6.2.1.1: Medianwerte von Kornfraktionen und organischer Substanz in Mudden (rFr°Gr-Horizonte) und davon überdeckten, fossilen Bodenbereichen (II fGor-Horizonte) auf Basis der Transsektproben (als Horizontsymbole wurden die mehrheitlich auftretenden Horizonte auf die Gesamtheit der Proben übertragen).

Auch die Körnung der bearbeiteten Proben zeigt in ihren Medianwerten nur relativ geringe Differenzen zwischen Seesediment und anstehendem Boden. Grundsätzlich nehmen die Sande mit durchschnittlich etwa 10 Gew.% eine untergeordnete Rolle ein, allerdings können ihre Anteile im Seesediment (gS: 0,2–3,2 Gew.%; mS: 0,1–11,0 Gew.%; fS: 0,6–23,8 Gew.%) besonders im Fall der Feinsande stark variieren. Schluffe verzeichnen mit durchschnittlich >50 Gew.% die größten Anteile innerhalb des Feinbodens, wobei besonders Grob- und Feinschluffe in großen Mengen auftreten. Auch hier bestehen innerhalb der Seesedimente relativ große Spannweiten (gU: 12,3–41,0 Gew.%; mU: 13,7–27,2 Gew.%; fU: 6,3–21,6 Gew.%), wobei Grob- und Mittelschluffe mengenmäßig ähnlich hohe Gehalte verzeichnen und Feinschluffe etwas geringere Anteile einnehmen. Tone zeigen mit Anteilen von 16,2–44,1 Gew.% starke Variationen und nehmen nach den vorderen Staubeckenbereichen in ihren Anteilen zu. Entsprechend sind die Substrate der Seesedimente je nach Profileigenschaften als reliktsche Schluff- oder Tonmudden anzusprechen.

Der Feinboden der fossilen Bodenbereiche zeigt im Fall der meisten Probennahmestellen ähnliche Kornzusammensetzungen. In Einzelfällen bestehen auch zwischen den Böden der Schicht II deutliche Körnungsunterschiede, so treten gegenüber den zumeist feinkörnigen G-Horizonten mittlerer Beckenbereiche in den flachen, weniger ausgebagerten Randbereichen des Staupraumes gelegentlich reine Schotterlagen auf, die vom Seesediment überdeckt wurden.

Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert

Die elektrische Leitfähigkeit der Substrate zeigt deutliche Abhängigkeiten von der Lage im Profil. So variieren die Messwerte innerhalb der Seesedimente von 111-822 $\mu\text{S/cm}$, während mit Übergang zu den darunter gelegenen Bodenbereichen mit Messwerten von 31-130 $\mu\text{S/cm}$ deutliche Gehaltsabnahmen basischer Kationen einhergehen.

Horizont	eL ($\mu\text{S/cm}$)	pH (dest.)	pH (KCL)	n (Profile)
rFr°Gor	329	5,4	5,1	22
II fGor	70	5,7	5,4	9

Tabelle 6.2.1.2: Median der elektrischen Leitfähigkeit und pH-Werte in Seesedimenten und davon überdeckten fossilen Bodenbereichen auf Basis der Transsektproben.

Die pH-Werte sind zwischen pH 4,7-6,1 (dest.) und pH 4,5–5,8 (KCL) gelegen. Innerhalb der Seesedimente zeigen sich häufig sinkende pH-Werte mit zunehmender Tiefe. Auch mit Schicht- und Horizontwechseln gehen pH-Änderungen einher, die sich in ihren Verläufen nicht vereinheitlichen lassen, in ihren Mittelwerten meist aber eine Zunahme des pH-Wertes beim Übergang vom Seesediment zu bedeckten Bodenbereichen zeigen. Durchschnittlich wurden sichtbar niedrigere pH-Werte erreicht als im Interstitialwasser gemessen, was auf eine Freisetzung von H^+ -Ionen bei Oxidationsprozessen während der Lufttrocknung zurückzuführen ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.136).

Schwermetallgehalte von Sedimenten und Bodenbereichen

Die königswasserlöslichen Schwermetallgehalte der Sedimente des Aartalsees stimmen annähernd mit den in Tabelle 2.1 aufgeführten Gehalten von Tonsteinen überein oder unterschreiten diese leicht. Dies ist insofern plausibel, da die weitesten Flächen seines Einzugsgebietes aus anstehenden Tonschiefern und Grauwacken bestehen. Spannweiten und Medianwerte der in den Seesedimenten und davon bedeckten fossilen Bodenhorizonten festgestellten Schwermetallgehalte sind in Tabelle 6.2.1.3 dargestellt.

Aus den Messungen geht hervor, dass die Seesedimente gegenüber den anstehenden Bodenbereichen weitgehend ähnliche Schwermetallgehalte aufweisen. Leichte Unterschiede sind lediglich bei den Medianwerten des königswasserlöslichen Cd, Mn und Zn zu erkennen, deren mittlere Konzentrationen im Seesediment die der anstehenden Bodenpartien etwas übertreffen. Die leichten Anreicherungen dieser Elemente innerhalb der Mudden sind grundsätzlich als verhältnismäßig gering zu betrachten, was auch aus dem hierfür berechneten Geoakkumulationsindex I_{geo} hervorgeht, der für alle untersuchten Elemente einen praktisch unbelasteten Zustand aufzeigt.

Stoff:	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	
<u>Spannweite</u>					
Seesediment:	3,4 – 7,2	0,09 – 0,3	19,8 – 35,2	10,2 – 116,6	
Boden:	4,9 – 9,5	0,03 – 0,2	24,1 – 33,1	8,8 – 71,1	
<u>Median</u>					
Seesediment:	5,7	0,24	28,9	18,8	
Boden:	6,6	0,10	28,2	16,4	
Stoff:	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
<u>Spannweite</u>					
Seesediment:	22,8 – 56,3	0,7 – 2,1	19,1 – 40,0	11,5 – 25,6	46,4 – 81,0
Boden:	25,9 – 38,7	0,4 – 1,3	21,9 – 43,3	13,8 – 20,8	33,3 – 72,6
<u>Median</u>					
Seesediment:	31,8	0,91	32,6	20,0	68,8
Boden:	29,9	0,60	27,6	18,8	55,6
<u>I_{geo}-Klasse:</u>	0 (im Falle aller untersuchten Elemente)				

Tabelle 6.2.1.3: Spannweiten und Medianwerte königswasserlöslicher Schwermetallgehalte von Seesedimenten und den davon bedeckten Bodenbereichen der Aartalsperre (SS: n = 21; Boden: n = 9), sowie I_{geo} der Medianwerte auf Basis der Transsektproben.

Einige Spurenelemente lassen bestimmte Tendenzen erkennen: Besonders As zeigt im Falle fast aller Profile leicht zunehmende Gehalte mit steigender Tiefe, während umgekehrt Mn, weniger auch Cd, nahezu einheitliche Gehaltsabnahmen erfahren. Innerhalb der Seesedimente bestehen leichte räumliche Differenzen der Schwermetallgehalte, so sind die höchsten Schwermetallgehalte bevorzugt in den vorderen Transsekten des Staubeckens zu finden, wo zugleich auch die Sedimente mit den größten Tonanteilen vorliegen (Anhang III, Tab.4).

6.2.1.2 Schwermetallodynamik in Interstitialwässern

Durch ihre Freilegung können die Talsperrensedimente bei fortschreitender Zeit erheblichen Durchfeuchtungsänderungen unterliegen. Hiermit werden Variationen der pH- und Redoxverhältnisse ermöglicht, wodurch wiederum das Mobilitätsverhalten von Schwermetallen beeinflusst werden kann. Um das Reaktionsverhalten der gelösten Schwermetallfraktion auf das Herunterfahren des Wasserspiegels zu erfassen, wurden die Interstitialwässer von insgesamt 3 verschiedenen Profilen („2/1“; „2/5“; „3/1“) während den ersten vier Wochen nach der erfolgten Entleerung mittels fest installierter Probennehmer regelmäßig entnommen und analysiert.

Da die Freilegung der Talsperrensedimente natürlich in den hinteren Bereichen des Staubeckens zuerst einsetzte, stand für die dortigen Messstellen („2/1“, „2/5“) ein etwas längerer Untersuchungszeitraum zu Verfügung als für das im vorderen Staubeckengebiet gelegene Profil „3/1“, wo die Entwässerung der Sedimente entsprechend später begann. Zu beachten ist dabei, dass durch die Fertigstellung des bereits erwähnten provisorischen Staudamms ab dem 4.9.2011 die Entwässerung von Profil „2/5“ etwas verlangsamt wurde und der Grundwasserspiegel in Bereichen dieses Profils zum Ende der Untersuchungsperiode wieder leicht ansteigen konnte. In den langsam trocknenden Beprobungsstellen bildete sich im späteren Verlauf der Untersuchungen durch zunehmende Entwässerung und Sackung des Sediments das Kohärentgefüge

oberer Profilbereiche in ein Rissgefüge um, während feuchtere Bereiche („2/5“) mehr oder weniger im gequollenen Zustand verblieben.

Räumliche und zeitliche Dynamiken von Eigenschaften der untersuchten Profile

Daten zu physikalischen Bodeneigenschaften wie Textur oder Anteilen organischer Substanzen, sind für die untersuchten Profile in den Tabellen 6.2.1.4 und 6.2.1.5 dargestellt. Die relativ homogene Textur dieser Profile wird dominiert von Körnern der Schluff- und Tonfraktion, lediglich Profil „3/1“ verzeichnet etwas bedeutendere Sandanteile.

Die organischen Anteile variieren von 4,8–8,6 Gew.% und nehmen überwiegend mit zunehmender Tiefe ab. Das Absinken von 7,1 Gew.% auf 4,8 Gew.% bei Profil „3/1“ verdeutlicht den Schichtwechsel von Seesediment zu fossilem Auenboden.

Nr.	Hori- zont	Tiefe cm	Textur (Gew.% der kalk- und humusfreien Feinerde)							Kür- zel	OS (Gew.%)	S-Wert (mmol _c /kg)
			gS	mS	fS	gU	mU	fU	T			
2/1	rFr°Gr	0-10	0,4	2,2	6,4	25,9	26,1	13,3	25,7	Tu4	6,6	324
	rFr°Gr	15-25	1,0	2,2	4,5	30,2	25,0	10,6	26,5	Tu4	5,9	256
2/5	rFr°Gr	0-10	0,4	0,8	6,5	23,3	21,2	17,7	30,1	Tu3	8,6	320
	rFr°Gr	15-25	0,7	0,9	4,4	20,7	24,9	14,6	33,8	Tu3	7,7	288
3/1	rFr°Gr	0-5	2,3	7,6	18,8	23,0	17,1	9,3	22,0	Ls2	6,5	336
	rFr°Gr	5-11	0,8	9,4	23,8	17,2	13,7	12,2	22,9	Ls2	7,1	236
	II fGo	13-25	1,7	4,7	7,6	27,7	23,7	11,2	23,3	Lu	4,8	208

Tabelle 6.2.1.4: Textur des Feinbodens, organische Substanz und S-Werte der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile.

Die relativ hohen S-Werte der Untersuchungsprofile beinhalten mit von 208-336 mmol_c/kg reichenden Variationen eine relativ enge Spannweite der Messwerte. Innerhalb der obersten 10 cm zeigen die Mudden relativ ähnliche Ausgangswerte, die mit zunehmender Tiefe leicht abnehmen. Vermutlich durch die hohen Tongehalte und die Abwesenheit größerer pH-Gradienten finden selbst mit dem Übergang zum fossilen Auenboden des Profils „3/1“ keine größeren Abnahmen des S-Wertes statt.

Nr.	Hori- zont	Tiefe cm	kf cm/d	Td (g/cm ⁻³)	n (Proben)
2/1	rFr°Gr	0-5	500	0,66	3
2/5	rFr°Gr	0-5	9,6	0,72	3
3/1	rFr°Gr	0-5	103	0,43	3

Tabelle 6.2.1.5: Arithmetisches Mittel von Wasserleitfähigkeit (kf-Wert) und Trockenrohdichte (Td) der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile in 5-10 cm Tiefe.

Zur Einschätzung von kf-Werten, Trockenrohdichten und Feldkapazitäten ist unbedingt zu beachten, dass diese Kenngrößen stark durch über Feuchtegehalte erfolgende Schrumpfs- und Quellungsprozesse der Substrate geprägt werden, wodurch besonders während der Frühphase der Sedimentfreilegung starke Differenzen zwischen einzelnen Standorten auftreten können. Entsprechend stellen die erhobenen Messgrößen von kf-Wert und Trockenrohdichte nur Momentaufnahmen des Entnahmezeitpunktes (19.9.2011) dar, die durch räumliche und zeitliche Variationen der Feuchteverhältnisse relativ schnellen Änderungen unterliegen können. Allerdings wird anhand dieser Kennwerte die Differenzierung der

Sedimenteigenschaften deutlich, die durch abnehmende Feuchte, Sackung und Gefügebildung innerhalb der langsam trocknenden Mudden je nach Profil unterschiedlich verläuft. So sind, trotz ähnlicher Textur und OS-Gehalten, die höchsten k_f -Werte bei „2/1“, dem Profil mit der stärksten Feuchteabnahme und der intensivsten Bildung eines Rissgefüges zu finden. Deutlich geringere k_f -Werte finden sich bei den weniger von Feuchteabnahmen betroffenen Profilen „2/5“ und „3/1“, da in beiden Profilen zum Zeitpunkt der Messung noch Kohärentgefüge ausgebildet waren. Die höhere Trockenrohdichte und geringere Durchflussgeschwindigkeit bei „2/5“ gegenüber „3/1“ ist auf dessen feinere Textur zurückzuführen. Alle Profile zeigen sehr geringe Lagerungsdichten, was im Gegensatz zu den Ergebnissen der Schlämmanalysen steht, die aufgrund der hohen Tongehalte relativ schwere Sedimente, mit den typischen Dichten zwischen $1,2\text{--}1,9\text{ g/cm}^3$ (WESTRICH et al. 2000, S.15), vermuten lassen. Die geringen Dichten sind in diesem Falle Ausdruck der Sedimentquellung, die sich aus den hohen Wassergehalten zum Entnahmezeitpunkt der Stechzylinder erklärt, weshalb durch körnungsbedingte Differenzen entstehende Dichteunterschiede vollständig überprägt werden. Die Kombination aus Bodenart, relativ hohen Humusanteilen und sehr niedrigen Lagerungsdichten lassen vergleichsweise sehr hohe Feldkapazitäten vermuten. Mit zunehmender Dichte während der fortschreitenden Sedimentsackung muss allerdings von einem zunehmenden Verlust des Wasserhaltevermögens ausgegangen werden (AG-BODEN 2005, S.342ff.).

Die während der Messperiode innerhalb der Sedimente festgestellten Temperaturen variieren in 10 cm Tiefe von $13,6\text{--}19,9^\circ\text{C}$. Die Variationsbreite nimmt dabei vom Standort mit den niedrigsten Wassergehalten und längsten Freilegungszeiträumen zu den weniger stark trocken fallenden Profilen in der Reihenfolge „3/1“ < „2/5“ < „2/1“ ab (Abb. 6.2.1.2). Die Temperaturabnahmen am 2.9. und 8.9. gehen dabei mit Abnahmen der Lufttemperaturen einher.

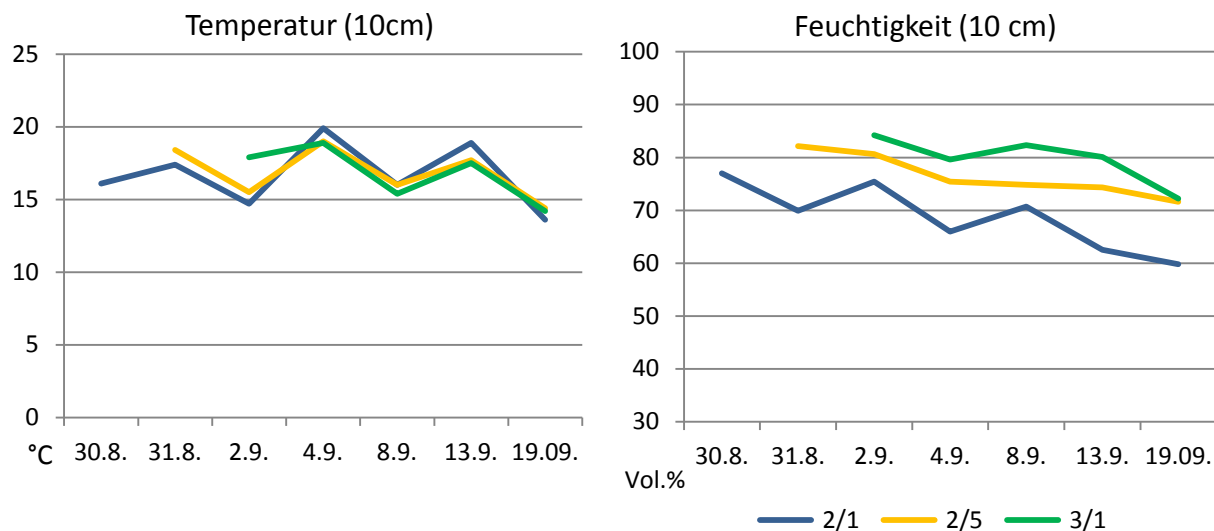


Abbildung 6.2.1.2: Dynamik von Temperatur- und Feuchtigkeitsverhältnissen in den nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profilen während der Messperiode.

Durch die längste Dauer der Freilegung und den höchsten Abfall des Grundwasserspiegels erfuhr Profil „2/1“ die größte Feuchteabnahme. Eine fortschreitende Entwässerung bei Profil „2/5“ wurde durch den nahe gelegenen, provisorischen Staudamm ab dem 4.9. vermindert, während in dem der Staumauer

nahe gelegenen Bereich von „3/1“ Feuchteabnahmen und Messungen zuletzt einsetzten. Zu Beginn der Entleerung lagen die Sedimente mit sehr hohen volumetrischen Feuchtegehalten (77-84 Vol.%) vor. Das aus feiner Körnung und hohen Anteilen an organischen Materialien hervorgehende, hohe Wasserhaltevermögen der Sedimente bewirkte insgesamt relativ langsame Feuchteabnahmen, die am Ende der Untersuchungen verhältnismäßig niedrige Anteile (12,8-22,4 %) der Ausgangswerte ausmachten.

Die im Labor ermittelte elektrische Leitfähigkeit der Substratproben variiert von 130-457 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tab. 6.2.1.6), wobei die höchsten Gehalte innerhalb der unteren Seesedimentbereiche auftreten. Die elektrische Leitfähigkeit des Interstitialwassers hingegen variiert je nach Profil und Tiefenstufe zwischen 280-713 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Abb. 6.2.1.3). Diese Differenzen zwischen Labor- und Geländemessungen können als Folge eines unter natürlichen Bedingungen intensiveren Stoffaustausches zwischen Bodenwasser und Festphase betrachtet werden, da hierfür im Labor vergleichsweise geringere Reaktionszeiten zur Verfügung stehen und, im Vergleich zum natürlichen Zustand, Anteilsdifferenzen zwischen Wasser- und Substratanteilen bestehen.

Im Interstitialwasser zeigt die elektrische Leitfähigkeit von Profil „2/1“ und den oberen 10 cm von „2/5“ mit fortschreitender Freilegung zunehmende Werte, was wahrscheinlich besonders in den oberen Profilbereichen durch die abnehmende volumetrische Feuchte und einer dabei steigenden Ionenkonzentration bedingt ist. Der untere Bereich von „2/5“ und das komplette Profil „3/1“ hingegen zeigen gleichbleibende oder abnehmende elektrische Leitfähigkeiten. Im Fall von „2/5“ kann als Ursache der Einfluss des Grundwasserspiegels innerhalb der unteren Profilbereiche vermutet werden, da dieser durch die Stauung der unweit gelegenen provisorischen Einstaufläche (ab dem 4.9.2011) Feuchteabnahmen in tieferen Profilbereichen entgegen wirken sollte. Die Abnahmen in den Sedimenten von „3/1“ lassen sich demgegenüber nicht eindeutig erklären.

Die pH-Werte der Substrate zeigen zwischen 4,7-5,8 (dest.) und 4,6-5,6 (KCL) gelegene Variationen, während die Interstitialwässer mit von 6,6-7,6 reichenden pH-Werten etwas höhere Messwerte erreichen. Als Ursache dieser Differenzen kann die Lufttrocknung der Substratproben angenommen werden, wobei durch einsetzende Oxidationsvorgänge H^+ -Ionen freigesetzt werden, was den pH-Wert etwas absenken sollte (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, S.126).

Nr.	Horiz.	Tiefe (cm)	eL ($\mu\text{S/cm}$)	pH (dest.)	pH (KCL)	eL ($\mu\text{S/cm}$)	pH	eH (mV)	GWS (cm)	Koordinaten
		Sedimentproben				Interstitialwasser				
2/1	rFr°Gr	5-10	378	5,8	5,6	550	7,1	95	-23	50°41'48.32"N
	rFr°Gr	15-25	457	4,7	4,6	617	6,9	96		8°28'28.31"E
2/5	rFr°Gr	5-10	288	5,7	5,4	518	6,9	103	> -30	50°41'55.81"N
	rFr°Gr	15-25	301	5,1	4,7	624	6,8	95		8°28'12.72"E
3/1	rFr°Gr	5-10	378	5,8	5,6	637	6,9	94	> -30	50°42'2.83"N
	rFr-fGr	15-25	457	4,7	4,6	616	6,8	103		8°27'38.36"E

Tabelle 6.2.1.6: Eigenschaften der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile. Elektrische Leitfähigkeit und pH-Werte der Substrate (linke Tabellenhälfte), Medianwerte von pH- und eH-Werten sowie elektrischer Leitfähigkeit der Interstitialwässer, Höhe der Grundwasserspiegel (GWS) zum Ende der Erhebungen (rechte Tabellenhälfte).

Während die Geländemessungen des Bodenwassers also eine Momentaufnahme von elektrischer Leitfähigkeit und pH-Verhältnissen unter natürlichen Bedingungen

darstellen, repräsentieren die Labormessungen pH-Werte, die in der Natur überhaupt nur während einer starken Austrocknung des Sediments eintreten können. Mit wenigen Ausnahmen zeigen die oberen Profilbereiche höhere pH-Werte als die unteren. Die Interstitialwässer erfahren zudem pH-Abnahmen im frühen Stadium der Entwässerung. So werden datumsunabhängig die Tiefstwerte aller pH-Messungen am zweiten Untersuchungstag erreicht, um danach wieder langsam zu steigen. Auch hier werden die standortspezifischen Unterschiede des Grundwassereinflusses erkennbar: So wird der anfängliche pH-Wert des zunehmend trockenfallenden Profils „2/1“ trotz steigender Werte am Ende der Messperiode in beiden Tiefenstufen nicht mehr erreicht, während bei den stark vom Grundwasser beeinflussten Profilen „2/5“ (15-25 cm) und „3/1“ die Anfangswerte wieder erreicht oder überschritten werden.

Die Redoxverhältnisse der Interstitialwässer zeigen mit ähnlichen Medianwerten innerhalb unterschiedlicher Tiefenstufen und einer von 64-135 mV reichenden Spannweite der Messwerte, einen relativ engen Variationsbereich. Die eher geringfügige Ausprägung der Redoxänderungen kann durch die hohen Wassergehalte während des Erhebungszeitraumes und das aus der feinen Körnung resultierende hohe Wasserhaltevermögen der Sedimente erklärt werden, wodurch oxidierend wirkende Austauschprozesse der Bodenluft erschwert oder verlangsamt werden.

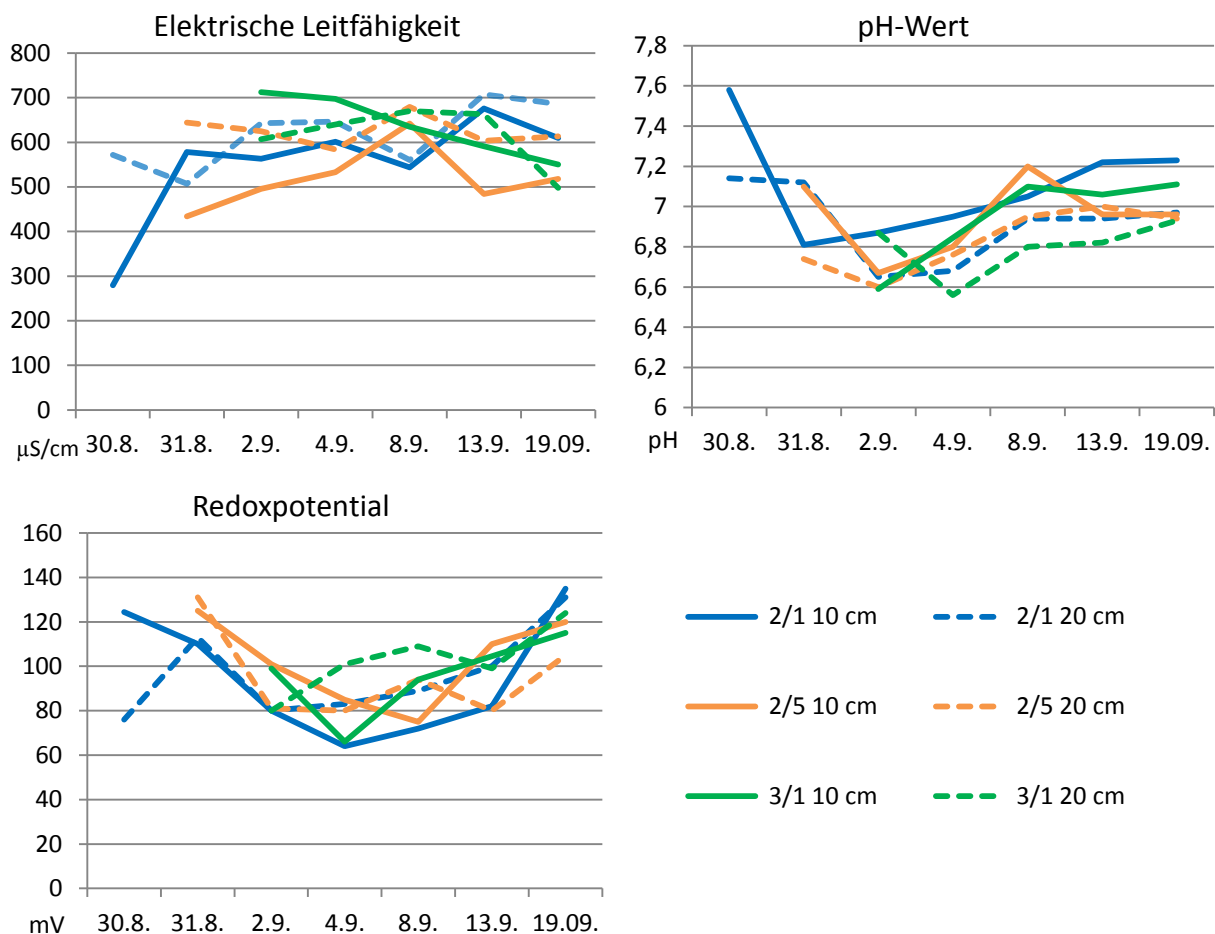


Abbildung 6.2.1.3: Variationen von elektrischer Leitfähigkeit, pH-Werten und Redoxpotential in den nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profilen während der Messperiode.

Wie auch bei elektrischer Leitfähigkeit und pH-Wert erfährt das von Austrocknungserscheinungen am deutlichsten betroffene Profil „2/1“ die größten Variationen, innerhalb der oberen Profilbereiche etwas stärker als in den unteren. Die feuchteren Profile zeigen leicht geringere Änderungen. Das Redoxpotential der oberen 5-10 cm zeigt einheitlich vom ersten Messtag ausgehend fallende Messwerte, die je nach Lage zwischen dem 31.8. und dem 4.9.2011 wieder ansteigen. In 15-25 cm Tiefe ist die Entwicklung des Redoxpotentials nicht zu vereinheitlichen. Profil „2/5“, annähernd auch „2/1“, zeigt in dieser aus feinem Seesediment bestehenden Profiltiefe einen ähnlichen Verlauf wie in oberen Bodenbereichen. Das Redoxpotential von „3/1“ nimmt hingegen, wohl bedingt durch den in dieser Bodentiefe stattfindenden Übergang zum gröberen Auenboden, direkt vom ersten Messtag an zu.

Schwermetallgehalte der untersuchten Profile und Interstitialwässer

Die Konzentrationen der königswasserlöslichen Schwermetalle gleichen innerhalb der ausgewählten Profile den Durchschnittswerten der Transsekte. Wie in Tabelle 6.2.1.7 zu sehen, liegen die Gehalte der Untersuchungsprofile trotz verschiedener Entnahmetiefen überwiegend homogen vor, was mit dem relativ geringen Alter der Talsperre begründet werden kann. Einheitliche vertikale Gehaltsunterschiede sind nur schwach ausgeprägt und lediglich im Falle des Mn ersichtlich, dessen Konzentrationen, als Folge redoxbedingter Lösung und anschließender Verlagerung, in der größeren Beprobungstiefe um etwa ¼ gegenüber den ersten 5 cm der Sedimentschicht abnehmen. Der überlagerte II fGo-Horizont des Profils „3/1“ zeigt mit der Ausnahme von As, Fe und Mn niedrigere Schwermetallgehalte als das darüber liegende Seesediment. Im Vergleich mit den Transsektproben lassen die vorgefundenen Schwermetallkonzentrationen der Untersuchungsprofile keine überdurchschnittliche Anreicherung der untersuchten Elemente erkennen.

Nr.	Hori- zont	Tiefe (cm)	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
2/1	rFr°Gr	0-5	4,7	0,2	23,4	13,6	26,7	0,85	23,8	16,0	57,6
	rFr°Gr	5-10	4,8	0,19	25,2	14,6	27,9	0,66	25,3	15,8	59,1
2/5	rFr°Gr	0-5	6,1	0,31	35,7	21,5	38,2	1,31	37,9	20,0	80,4
	rFr°Gr	5-10	7,0	0,3	39,6	21,5	39,2	0,9	21,5	22,6	82,0
3/1	rFr°Gr	0-5	4,8	0,27	28,9	18,6	31,8	1,05	29,8	20,2	68,8
	rFr°Gr	10-11	5,4	0,27	27,0	16,7	26,9	0,76	27,1	23,3	61,2
	II fGr	13-	5,5	0,21	24,1	13,8	27,1	1,36	21,9	19,5	51,5

Tabelle 6.2.1.7: Königswasserlösliche Schwermetallgehalte der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile.

Beim Vergleich der königswasserlöslichen Gehalte mit gelösten Schwermetallfraktionen (Tab. 6.2.1.8) der untersuchten Profile sollte unbedingt berücksichtigt werden, dass Profil „3/1“ durch seine Lage im vorderen Stauraum während des Herabfahrens des Wasserspiegels deutlich später freigelegt wurde als die anderen beiden Untersuchungspunkte, was vermutlich deutlich die Ausprägung etwaiger Mobilitätsänderungen beeinflusst. Die Spannweiten der analysierten Schwermetalle betragen bei As 3,1-34,3 µg/l, Cd 0,01-0,17 µg/l, Cr 0,6–7,5 µg/l, Cu 0,8–17,5 µg/l, Fe 6,2-62,5 mg/l, Mn 2,7-19,0 mg/l, Ni 0,7-7,3 µg/l, Pb 0,2-3,1 µg/l und Zn 11,3-256 µg/l. Die gelösten Gehalte können in ihren Konzentrationen als relativ gering bis moderat angesehen werden, was aus dem Vergleich mit den nach LAWA

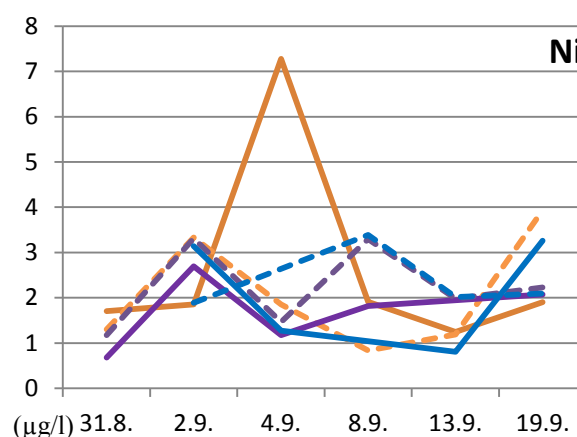
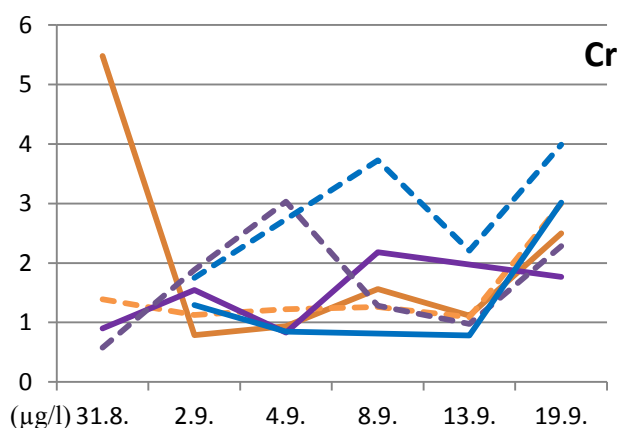
(2005; vgl. Anhang V, Tab. 2) verfassten Geringfügigkeitsschwellenwerten für Grundwässer hervorgeht.

Nr.	Horizont	Tiefe (cm)	As (µg/l)	Cd (µg/l)	Cr (µg/l)	Cu (µg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Ni (µg/l)	Pb (µg/l)	Zn (µg/l)
2/1	rFr°Gr	5-10 cm	29,5	0,02	1,6	1,9	15,3	6,6	1,9	0,58	49,1
	rFr°Gr	15-25 cm	28,6	0,02	1,2	7,1	32,8	5,3	1,6	0,70	56,8
2/5	rFr°Gr	5-10 cm	24,3	0,01	1,5	2,0	18,1	6,8	1,8	0,48	96,8
	rFr°Gr	15-25 cm	28,1	0,02	1,6	4,2	40,7	6,0	2,1	0,91	64,9
3/1	rFr°Gr	5-10 cm	7,0	0,03	1,07	4,25	12,9	6,11	2,21	1,18	31,1
	II Fr-fGr	15-25 cm	19,3	0,02	2,97	3,96	33,1	10,9	2,1	1,08	85,3

Tabelle 6.2.1.8: Medianwerte gelöster Schwermetallkonzentrationen in den nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profilen.

Wie aus den Medianwerten gelöster Schwermetalle hervorgeht, bestehen auch hier zwischen den Gehalten der verschiedenen Messtiefen überwiegend eher geringe Unterschiede. So weichen die gelösten Konzentrationen des Cd, Cr, Ni und Pb in 5-10 cm Tiefe nicht um das Doppelte oder die Hälfte des jeweiligen Messwertes in 15-25 cm Tiefe ab.

Lediglich Fe, in Einzelfällen und geringeren Maßen auch As, Cu und Zn, lässt tiefenabhängige Differenzen erkennen. Dies erklärt sich aus dem recht kurzen Freilegungszeitraum der Sedimente, wodurch für eine stoffliche Differenzierung innerhalb der Sedimentschicht nur wenig Zeit zur Verfügung stand. Durch das hohe Wasserhaltevermögen der feinkörnigen und organikreichen Sedimente können auch nach mehreren Wochen der Entleerung hohe Wassergehalte innerhalb der Mudden verbleiben, wodurch einerseits für die Zersetzung organischer Verbindungen ähnliche Bedingungen beibehalten werden und andererseits die vorherrschenden Redoxverhältnisse während der ganzen Erhebungsphase trotz verschiedener Beprobungstiefen immer relativ eng im reduzierenden Bereich zueinander vorliegen (Abb. 6.2.1.3). Entsprechend langsam sollten Bindungsänderungen der Schwermetalle, beispielsweise durch eine verstärkte Bildung (hydr-)oxidischer Metallverbindungen einsetzen. Dies wird beim Betrachten der Fe- und Mn-Konzentrationen deutlich (Abb. 6.2.1.4): So sind in den durchweg relativ hohen Konzentrationen des Mn, sowohl innerhalb der oberen als auch unteren Profilbereiche, keine gravierenden Gehaltsänderungen mit zunehmender Freilegungsdauer zu erkennen.



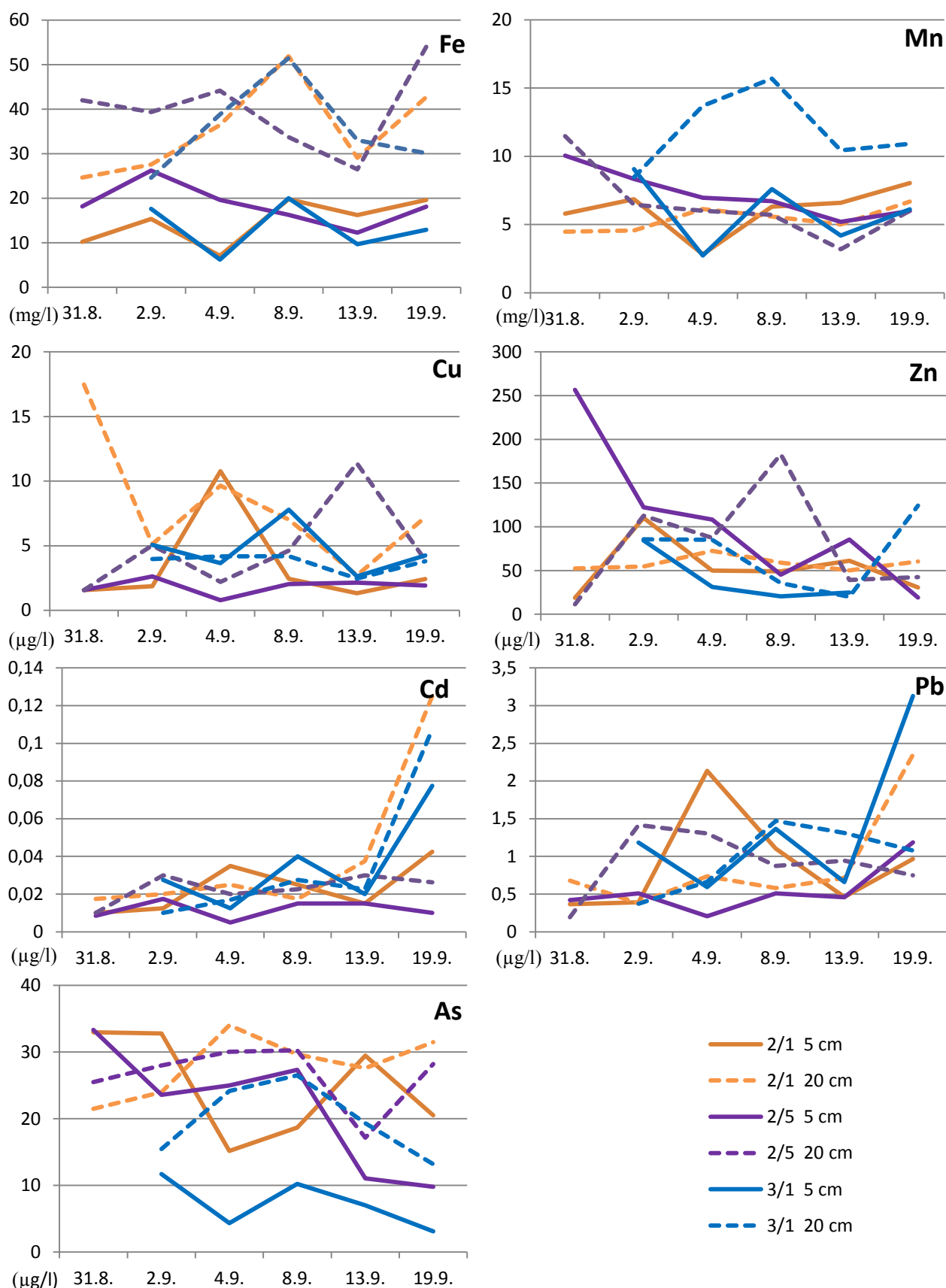


Abbildung 6.2.1.4: Zeitliche Variationen von Konzentrationen des gelösten As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb und Zn in den Interstitialwässern der untersuchten Profile.

Dies erklärt sich aus den Höhen der festgestellten Redoxpotentiale, die sich mit Werten von 64-135 mV einheitlich im Fe- und Mn-reduzierenden Bereich befinden.

Eine verstärkte Bildung (hydr-)oxidischer Verbindungen des Fe oder Mn und eine daraus hervorgehende Beeinflussung des Mobilitätsverhaltens anderer Schwermetalle ist daher während der Untersuchungsperiode nur in sehr geringem Maße anzunehmen. Fe zeigt ebenfalls keine größeren Änderungen mit fortschreitender Dauer der Sedimentfreilegung, seine höhere Reaktionsbereitschaft auf Redoxänderungen spiegelt sich jedoch in einheitlich höheren Konzentrationen seiner gelösten Anteile in größeren Profiltiefen wieder.

Möglicherweise endet die Erhebungsphase zeitgleich mit gerade erst einsetzenden Bindungsänderungen einiger Schwermetalle. So zeigen die vergleichsweise geringen Konzentrationen des Cd, Cr, Ni und Pb mit fortschreitender Zeit innerhalb der Interstitialwässer leicht steigende Gehalte, was sich allerdings zumeist erst am letzten Messtag deutlicher herausbildet. Die geringsten Zunahmen zeigt hierbei mit Profil „2/5“ der Standort mit der geringsten Feuchteabnahme. Die deutlichste Zunahme der besagten Elemente erfährt Cd, dessen Ausgangswerte sich innerhalb der Erhebungsphase in drei der untersuchten Horizonte verdreifachen.

Demgegenüber erfahren As und Zn in den oberen Profilbereichen ansatzweise durchgängige Konzentrationsabnahmen, woraus ebenfalls auf einsetzende Bindungsänderungen rückgeschlossen werden kann. Die mobile Fraktion des As verbleibt mit Medianwerten von 7,0–29,5 mg/l bei relativ hohen Konzentrationen die, ähnlich dem gelösten Fe, in der Regel in unteren Profilbereichen etwas höher als in oberen vorliegen. Cr erreicht innerhalb der Interstitialwässer nur relativ geringe Konzentrationen. Während die Messwerte anfangs keine Tendenzen bei der fortschreitenden Dauer der Sedimentfreilegung erkennen lassen, kann die Abzeichnung einer leichten Gehaltszunahme des Cr zum Ende der Erhebungsphase vermutet werden. Allerdings basiert diese vermutliche Gehaltszunahme nur auf den Ergebnissen des letzten Messtages. Die gelöste Fraktion des Cu zeigt in ihrer zeitlichen Dynamik in jedem Profil ein anderes Verhalten, bei einer insgesamt relativ moderaten Spannweite der Messwerte.

6.2.1.3 Verhalten des Oberflächenwassers während der Entleerung

Zur Schonung aquatischer Lebewesen erfolgte die Entleerung der Aartalsperre relativ langsam über einen Zeitraum von 14 Tagen. Um dabei auftretende Änderungen der Schwermetallkonzentrationen zu erfassen, wurde noch während des Herunterfahrens des Wasserspiegels ab dem 19.8.2011 mit der Untersuchung des Oberflächenwassers unterhalb der Staumauer, am Auslauf des Aarbaches aus der Hauptsperre, begonnen. Innerhalb des schließlich trocken gefallen Hauptbeckens starteten ab dem 30.8.2011 zusätzliche Probennahmen des Oberflächenwassers, nämlich in der Stauwurzel im Einlaufbereich des Vorsperrenwassers in das Hauptbecken sowie innerhalb des Gerinnes des Aarbaches in der Staubeckenmitte. Hierzu gehörten die regelmäßige Bestimmung von Temperatur, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert und der gelösten Schwermetallfraktion des Flusswassers. Die Lagen der Entnahmestellen sind Abbildung 6.2.1.1 zu entnehmen.

Eigenschaften des Flusswassers

Messwerte von Geländeuntersuchungen der Oberflächenwässer sind in Tabelle 6.2.1.9 aufgelistet. Im Bereich des Auslaufes werden beim Vergleich der vor und nach der vollständigen Sedimentfreilegung analysierten Wasserproben kleine Differenzen der Temperaturverhältnisse und elektrischen Leitfähigkeiten sichtbar. So zeigen die ablaufenden Wässer zwischen 19.8. und 25.8.2011 durch den Einfluss

der Witterungsbedingungen, aber auch die Gegenwart einer bereits recht flachen, stehenden Wassersäule, etwas höhere Temperaturen als die nach der vollständigen Sedimentfreilegung ablaufenden Wässer.

Gewässer- abschnitt	Entnahmezeitpunkt	Temp. °C	eL µS/cm	pH- Wert	n
Auslauf („AL“)	Während der Entleerung (19.8. – 25.8.2011)	19,1	239	7,7	3
Einlauf („EL“)	Nach vollständiger Sedimentfreilegung (30.8.-14.10.2011)	17,4	262	8,7	7
Mitte („Mi“)		18,7	270	8,1	7
Auslauf („Al“)		17,4	295	7,6	8

Tabelle 6.2.1.9: Medianwerte von Temperatur, pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit in 10 cm Tiefe des Aarbaches während der Entleerung des Staubeckens (Sedimente sind noch vollständig von einer flachen Wassersäule bedeckt) und nach der Freilegung der Sedimente.

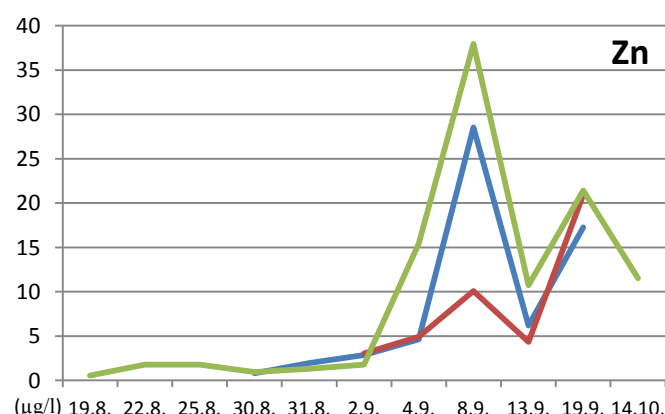
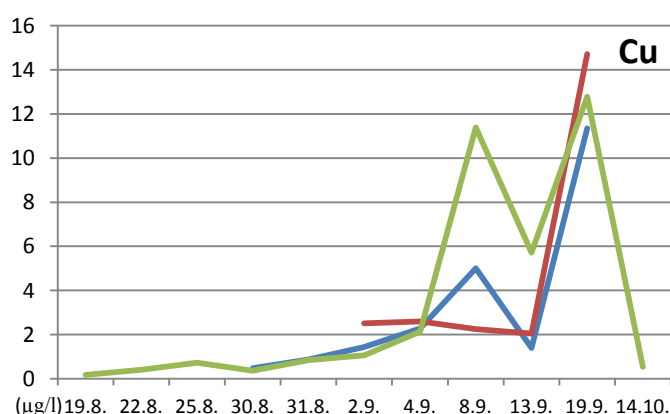
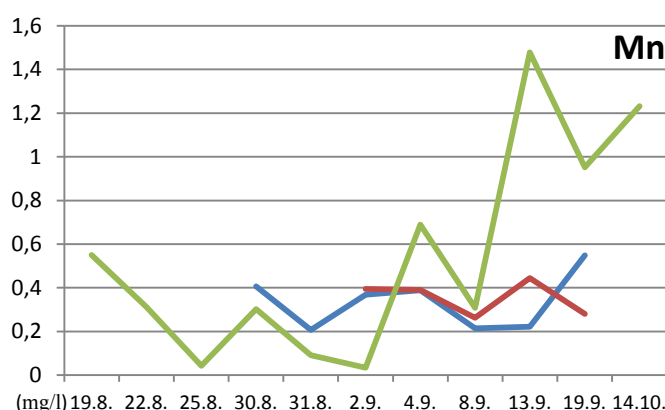
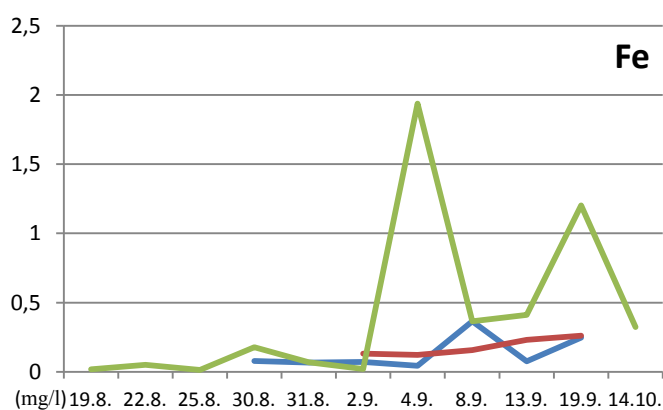
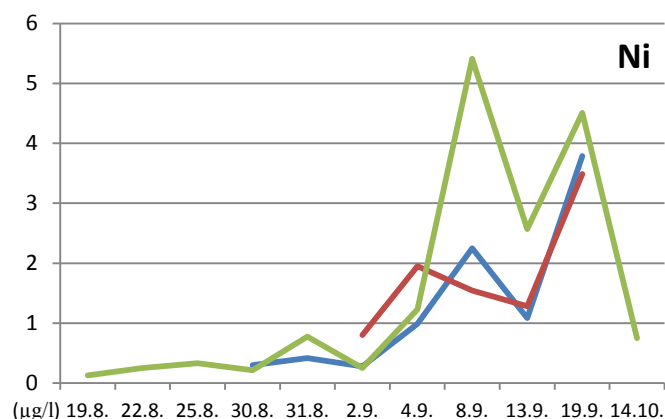
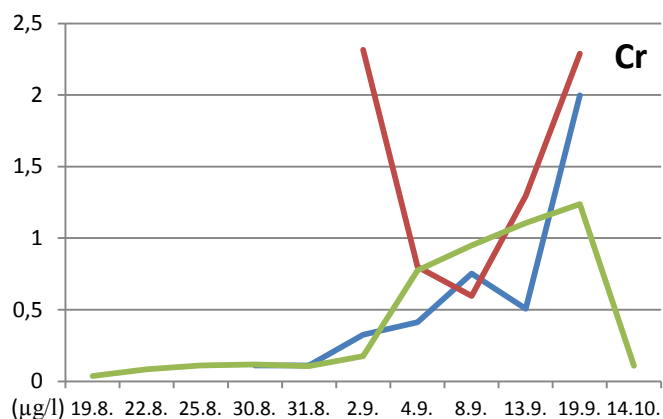
Im Bereich des Auslaufs fällt die elektrische Leitfähigkeit des Aarbaches vor dem Zeitpunkt der Sedimentfreilegung etwas geringer aus als nach der vollständigen Entleerung des Stauraumes. Bis zum 25.8.2011 kann die vergleichsweise niedrigere elektrische Leitfähigkeit im Bereich des Auslaufs auf die Gegenwart des weitgehend noch flächendeckenden, Seewasser enthaltenden Wasserkörpers der Talsperre zurückgeführt werden. Zunehmende Messwerte im Längsverlauf des Aarbaches zeigen nach erfolgter Sedimentfreilegung spürbare Anstiege der elektrischen Leitfähigkeit, die ab dem 30.8.2011 über die Mitte des Staubeckens hin zu Bereichen des Auslaufs stattfanden. Dies erklärt sich aus dem einsetzenden Kontakt des Fließgewässers mit den frisch freigelegten Seesedimenten und der beginnenden Drainage von Interstitialwässern mit höheren Leitfähigkeiten.

Die pH-Werte des Oberflächenwassers zeigen leicht variierende, von pH 7,6-8,7 reichende Mittelwerte. Die höchsten pH-Werte bestanden im Einlauf des Vorsperrenwassers, verursacht durch den während der Sommermonate gewöhnlich hohen pH-Wert innerhalb der Vorsperre (HLUG 2011, S.107), was auch eigens erhobene Messdaten belegen (pH-Wert des Vorsperrenwassers: 9,5; n = 3). Zu den mittleren („Mi“) und unteren („Al“) Bereichen der Talsperre hin wurden abnehmende pH-Werte verzeichnet, was sich ebenfalls aus dem Kontakt des Oberflächenwassers zu freiliegenden Seesedimenten, der Einmischung vergleichsweise saurer Interstitialwässer und gegebenenfalls auch durch einen gewissen Einfluss versauernd wirkender Oxidationsvorgänge des im Drainagewasser gelösten Fe ergibt.

Schwermetallgehalte des Oberflächenwassers

Auch die Gehalte gelöster Schwermetalle im Wasser des Aarbaches zeigen starke Variationen mit fortschreitender Freilegung der Sedimente. In Bereichen des Auslaufes wurden zu Beginn der Messperiode während sinkendem Wasserspiegel bei allen Elementen die vergleichsweise niedrigsten Gehalte festgestellt. In der zweiten Hälfte der Untersuchungszeitraums, nach dem erfolgten Herunterfahren des Wasserspiegels, wurden hingegen mit zunehmender Dauer der Sedimentfreilegung an allen drei Messstellen („El“, „Mi“, „Al“) deutliche Gehaltsanstiege zahlreicher Schwermetalle verzeichnet. Dabei wurden Im Falle nahezu aller Elemente die höchsten Gehalte im Bereich des Auslaufs festgestellt (Abb. 6.2.1.5). Trotz der starken Konzentrationserhöhung einiger Schwermetalle wurden jedoch die nach Europäischem Recht (EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2008; vgl. Anhang V, Tab.2) vorgegebene zulässige Höchstkonzentration an

gelöstem Cd und die Zielvorgaben nach LAWA (1998; vgl. Anhang V, Tab.1) deutlich unterschritten. Ähnlich dem Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit kann diese Zunahme als Folge zunehmend abfließender Interstitialwässer betrachtet werden. Die zumeist am Auslauf des Aarbaches auftretenden Höchstgehalte erklären sich durch die verstärkte Entwässerung des vorderen Staubereiches, wo größere Sedimentmächtigkeiten vorherrschen und daraus dränierende Interstitialwässer höhere Anteile des abfließenden Oberflächenwassers einnehmen können.



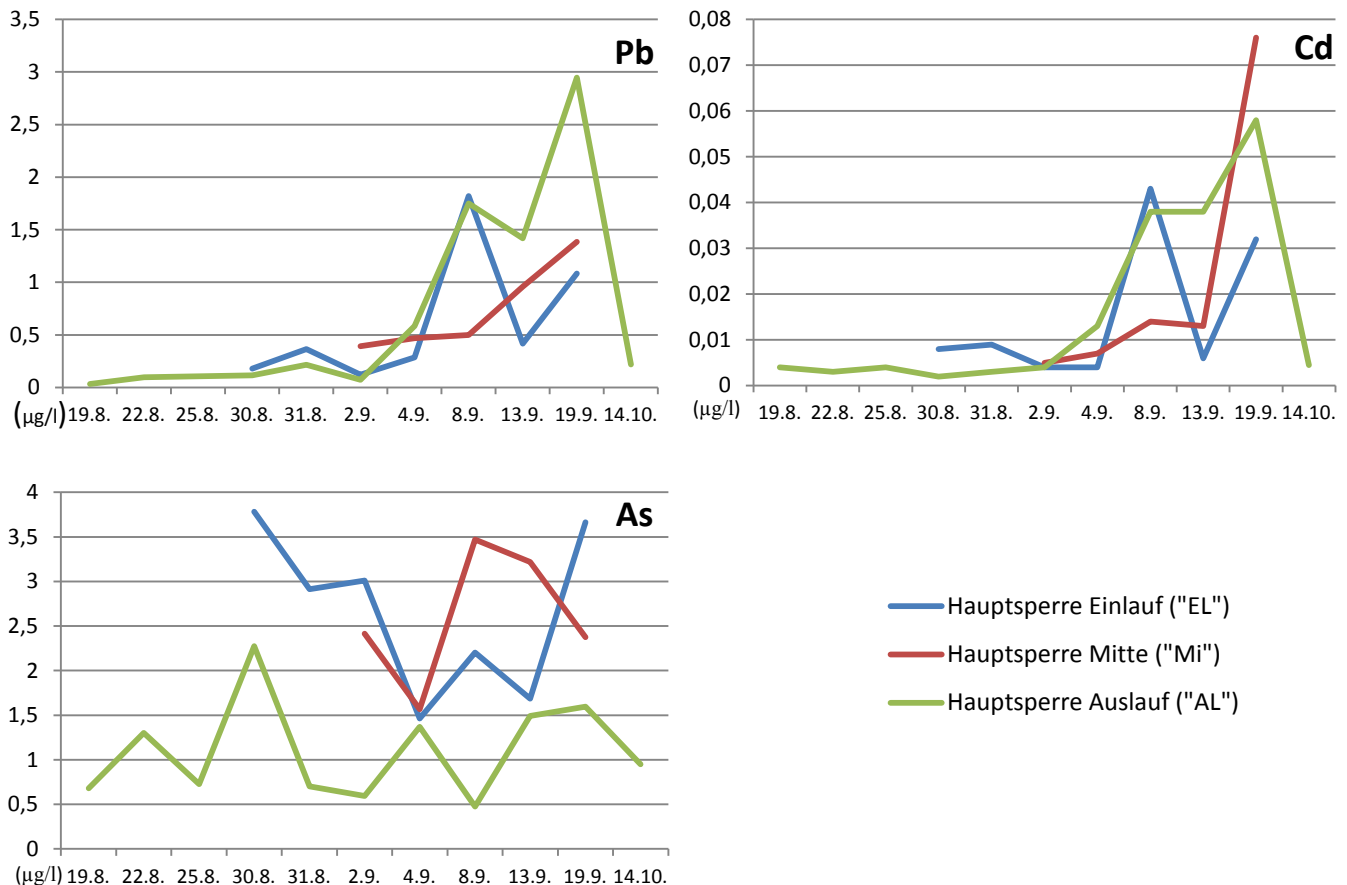


Abbildung 6.2.1.5: Zeitliche Variationen (19.8.–14.10.2011) von Konzentrationen gelöster Schwermetalle des Aarbaches in Bereichen der Stauwurzel („EL“), der Mitte des Staubeckens („Mi“) und des Auslaufs hinter der Staumauer („AL“).

Insgesamt führen Sedimentkontakt und abfließende Interstitialwässer im Falle nahezu aller untersuchten Spurenelemente bis zum 19.9.2011 zu erheblichen Gehaltsanstiegen. Hierdurch werden nach der Freilegung der Seesedimente (ab dem 30.8.2011) Konzentrationen an gelöstem As (0,48–3,78 µg/l), Cd (0,003–0,076 µg/l), Cr (0,11–2,32 µg/l), Cu (0,36–14,7 µg/l), Fe (0,02–1,94 µg/l), Mn (0,03–1,48 µg/l), Ni (0,22–5,41 µg/l), Pb (0,072–2,95 µg/l) und Zn (0,81–38,0 µg/l) innerhalb des Oberflächenwassers erreicht, die ähnliche Größenverhältnisse wie die Schwermetallkonzentrationen der Interstitialwässer aufweisen. Die Senkung des Wasserstandes innerhalb des Staubeckens führt also trotz sehr geringer Schwermetallkonzentrationen der Festphase durch die Drainage der Interstitialwässer, gegebenenfalls zu einem weitaus kleineren Anteil auch durch Sedimentverwirbelung (ROTHWELL et al. 2006, S.674), zu einer starken Vergrößerung der gelösten Schwermetallfracht innerhalb des Aarbaches. Bereits aus Substraten mit relativ geringen Schwermetallgehalten scheinen also durch extreme Änderungen von Wasserstand und Durchfeuchtung deutliche stoffliche Austräge in abfließendes Oberflächenwasser möglich zu sein. Der Bau des provisorischen Staudammes in der Staubeckenmitte ist sicherlich ein Faktor, der die Mischverhältnisse von Oberflächen- und Interstitialwässern beeinflusst hat. Allerdings ist ein Großteil der Konzentrationsänderungen innerhalb des Fließgewässers bereits in Stauwurzel („EL“) und Staubecken („Mi“) zu erkennen, so dass von keiner entscheidenden Beeinflussung der Schwermetallfracht durch den Dammbau gesprochen werden kann.

Obwohl keine extremen Höchstkonzentrationen erreicht werden, vervielfachen sich die Ausgangswerte der Schwermetallgehalte, je nach Element um das 1–20-fache (Abb. 6.2.1.5). Die stärksten Konzentrationsanstiege setzten zumeist zwischen 2.9. und 4.9.2011 ein, wahrscheinlich erfolgte zu diesem Zeitpunkt ein verstärkter Abfluss von Interstitialwässern. Zudem war der provisorische Damm ab dem 4.9.2011 vollständig errichtet, weshalb theoretisch im Bereich des Auslaufs durch den Stau des Flusswassers in der Staubeckenmitte auch die Anteile abfließender Interstitialwässer aus den vorderen Staubereichen am Gesamtabfluss zunehmen sollten.

Nach sechswöchiger Entleerung, am 14.10.2011, wurde eine deutliche Abnahme der gelösten Schwermetallgehalte festgestellt. Da bis zu diesem Zeitpunkt mit einer weiteren Abnahme der volumetrischen Feuchte innerhalb oberer Profilbereiche zu rechnen ist, beruht der Rückgang der Schwermetallkonzentrationen vermutlich besonders auf abnehmenden Abflussmengen von Interstitialwässern, bedingt durch sinkende Feuchtegehalte, eine langsam nachlassende Sackung der Sedimente und ihr texturbedingt hohes Wasserhaltevermögen.

Mobilität und Transportbereitschaft der untersuchten Elemente

Wie der Vergleich der Elementgehalte von Interstitial- und Oberflächenwässern zeigt, bestehen zwischen den Schwermetallen deutliche Unterschiede in ihrer Mobilisierungs- und Transportbereitschaft. So erfahren einige Elemente stärkere Anteilsverluste während Drainage- oder stofflichen Austauschvorgängen zwischen Interstitialbereichen und Gerinne, wodurch sich die Anteilsverhältnisse der untersuchten Spurenelemente in Interstitial- und Oberflächenwasser stark unterscheiden. Dass Prozesse der sorptions- und ausfällungsbedingten relativen An- und Abreicherung einiger Elemente bereits zu bedeutenden Anteilen während des Dränvorgangs einsetzen, lassen die Elementkonzentrationen von Restwasserpflützen vermuten, die sichtbar mit Drainagewässern angereichert wurden. So zeigen diese mit orangefarbenen Präzipitaten gekennzeichneten Wasserkörper (Anhang III, Abb.1) bereits starke Anreicherungen der Elemente Cd, Cr, Ni, Pb, weniger auch an Cu, die gegenüber den in Interstitialwässern vorgefundenen Konzentrationen um das 6 bis 24-fache angereichert waren. As, Fe, Mn und Zn hingegen zeigen nur geringe Gehaltszunahmen (Tab. 6.2.1.10). Zu berücksichtigen ist hierbei allerdings die geringe Anzahl der den Restwasserkörpern entnommenen Proben, weshalb eine Repräsentativität der dargestellten Elementkonzentrationen nicht gewährleistet ist. Innerhalb der weitaus zahlreicher beprobten Oberflächenwässer des Aarbaches sind allerdings ähnliche Tendenzen der Konzentrationsverhältnisse zu erkennen, wobei berücksichtigt werden sollte, dass hierbei natürlich die zeitlichen Variationen in Interstitialwässern und die Ausgangszusammensetzung des Flusswassers eine entscheidende Rolle spielen: So sind die Ausgangskonzentrationen natürlich für jedes Element verschieden und die aus der Vorsperre abfließenden Wässer verfügen über bereits leicht erhöhte Konzentrationen an As und Mn. Die in Tabelle 6.2.1.10 dargestellten Prozentangaben besitzen entsprechend keine hohe Genauigkeit, spiegeln aber sicherlich bestehende Differenzen zwischen den verschiedenen Elementkonzentrationen des Arbeitsgebietes wieder.

Mit beginnender Sedimentfreilegung erfährt erwartungsgemäß das gelöste Fe die gravierendsten Gehaltsabnahmen während der Drainage von Interstitialwässern. Zwar zeigt es im Oberflächenwasser in Bereichen des Auslaufs die stärkste relative Gehaltszunahme, allerdings hängt dies lediglich mit der Tatsache zusammen, dass es innerhalb der Interstitialwässer die mit Abstand größten Mengenanteile der

untersuchten Elemente einnimmt. Das Wasser des Aarbachs weist aber nur noch rund 1% der im Interstitialwasser vorhandenen Fe-Anteile auf. Als zweites oxidierbares Hauptelement verfügt auch Mn im Oberflächenwasser über nur 6% seiner durchschnittlichen, im Interstitialwasser festgestellten Konzentrationen. Letztendlich erfahren also beide Elemente, bedingt durch Oxidationsprozesse während des Austritts aus dem Porenraum, deutliche Anteilsverluste. Innerhalb des Fließgewässers kann weiterhin mit einer verstärkten relativen Abreicherung des gelösten Fe gerechnet werden, die durch dessen vergleichsweise geringe Löslichkeit unter den gegebenen Bedingungen (ALLOWAY & AYRES 1996, S.279) durch die Bildung (hydr-)oxidischer Verbindungen und einen wesentlich bedeutenderen partikulären Transport (SALOMONS & FÖRSTNER 1984, S.162) zu erklären ist. Durch diese Abreicherung des gelösten Fe verschieben sich dessen relative Gehaltsanteile, wodurch sich, aufgrund der besseren Löslichkeit des Mn, im Bereich des Auslaufs beide Elemente in ungefähr gleichen Größenordnungen bewegen. Konzentrationszunahmen des Fe und Mn wurden übereinstimmend von ULRICH (1998, S.94ff.) während der Entleerung der TS Neunzehnhain in abfließendem Oberflächenwasser beobachtet, wobei jedoch eine stärkere Anteilszunahme des Mn gegenüber dem Fe beschrieben wird, wofür die vergleichsweise raschere Oxidation des Fe während der Dränung aus dem Porenraum angeführt wurde. Die vergleichsweise geringere Freisetzung des Mn kann in verschiedenen Gesamtgehalten und vor allem höheren pH-Werten innerhalb der Aartalsperre gegenüber der TS Neunzehnhain vermutet werden, wodurch eine Festlegung durch die Oxidation des Mn vergleichsweise etwas leichter erfolgen sollte.

Trotz der relativ geringen Konzentrationen des gelösten As kann innerhalb des Oberflächenwassers eine deutliche Gehaltsabnahme verzeichnet werden, die nahezu kontinuierlich von den ausfließenden, etwas an As angereicherten Wässern der Vorsperre über die mittleren Staubeckenbereiche zum Auslauf verläuft. Zwar bieten die eigenen Analysen keine Ergebnisse zur Wertigkeit der im Aarbach vorliegenden As-Verbindungen, anhand der vorherrschenden pH-Werte kann aber davon ausgegangen werden, dass zumindest als Arsenate vorliegende Anteile des As relativ gut gebunden werden sollten, da diese typischerweise bei pH-Bedingungen zwischen pH 4-9 innerhalb der meisten Grund- und Oberflächenwässer als negativ geladenes, gut durch Metalloxide sorbierbares H_2AsO_4^- oder HAsO_4^{2-} auftreten (CHENG et al. 2009, S.18). Mit dem Austritt der Interstitialwässer an den Rändern des Aarbaches kann mit einer verstärkten Bildung von Fe-(Hydr-)Oxiden gerechnet werden, worauf die dort gegenwärtigen, orangefarbenen Präzipitate und die starke relative Abreicherung des gelösten Fe im Oberflächenwasser hindeuten. Diese Oxidationsvorgänge sollten die Menge klassischer As-Sorbenten vergrößern, zudem ist eine Co-Präzipitation von As und Fe-(Hydr-)oxiden denkbar, was grundsätzlich eine schnelle Abreicherung an As aus der aquatischen Phase ermöglicht (CHENG et al. 2009, S.13). Durch die pH-Abnahme des Oberflächenwassers mit zunehmender Durchquerung der Hauptsperre sollte außerdem die positive Ladung vorliegender Fe-Oxide verstärkt werden, wodurch deren Sorptionsfähigkeit für Arsenate zusätzlich etwas vergrößert wird, was sich durch die deutliche Abnahme des As mit zunehmendem Vordringen der Oberflächenwässer in das Staubecken äußert. Die Einflussnahme des pH-Wertes auf die Oberflächenladung der Metalloxide wird zwischen 31.8. und 8.9.2011 deutlich sichtbar, so geht die Verringerung des gelösten As (Abb. 6.2.1.5) mit einem plötzlich einsetzenden pH-Abfall („Mi“: pH 8,0 auf 7,3; „El“: von pH 8,8 auf 7,5) einher. Die sprunghaften Variationen des gelösten As weisen dadurch auf die Wichtigkeit von Fe-(Hydr-)oxiden als Sorbenten unter den gegebenen pH-Werten hin.

Während As am Einlauf des Aarbaches mengenmäßig etwa 7% seiner im Interstitialwasser festgestellten Konzentrationen erreicht, verbleiben seine Gehalte in Bereichen des Auslaufes während der gesamten Erhebungsphase weitgehend konstant (Abb. 6.2.1.5): Es kann also davon ausgegangen werden, dass nahezu die gesamte Freisetzung des gelösten As durch abfließende Interstitialwässer innerhalb des Staubeckens durch die Sorption an vorwiegend Fe-(hydr-)oxiden oder damit erfolgreicher Co-Präzipitation komplett gepuffert wird.

Probe	n	As (µg/l)	Cd (µg/l)	Cr (µg/l)	Cu (µg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Ni (µg/l)	Pb (µg/l)	Zn (µg/l)
Dw	4	27,8	0,4	31,0	23,8	35,4	8,6	44,2	11,6	70,2
Ow	13	1,57	0,01	0,80	2,25	0,23	0,39	1,28	0,50	10,1
Iw	36	24,1	0,02	1,55	3,72	22,31	6,38	1,9	0,73	52,3
Dw * (100/Iw) (%)		115	2380	1999	640	159	135	2325	1594	134
Ow * (100/Iw) (%)		6,5	50,0	51,6	60,5	1,0	6,1	67,4	68,5	19,3

Tabelle 6.2.1.10: Medianwerte von Konzentrationen gelöster Schwermetalle in Wässern der Aartalsperre sowie prozentuale Anteilsverschiebungen von Elementkonzentrationen in Drainage- und Oberflächenwässern gegenüber Interstitialwässern (unterer Tabellenabschnitt).

Dw = Drainagewasser, Entnahme am 8.9.2011 aus Restwasserpfüten;

Ow = Oberflächenwasser (erstellt aus Werten der Messpunkte „Al“ und „Mi“ während der nahezu vollständigen Sedimentfreilegung (30.8.-14.10);

Iw = Interstitialwässer (alle Profile und Messwerte).

Die durchschnittlichen Gehalte an gelöstem Cd, Cr, Cu, Ni und Pb zeigen im Vergleich von Interstitial- und Oberflächenwässern hingegen vergleichsweise geringere Abreicherungen. So werden innerhalb der Oberflächenwässer Medianwerte erreicht, die nahezu die Hälfte der Medianwerte von in Interstitialwässern vorgefundenen Konzentrationen erreichen. Lediglich Zn zeigt mit Oberflächenwassergehalten, die durchschnittlich 19,3% der Porenwassergehalte umfassen, etwas verminderte Anteile. Zwar sind die Konzentrationen all dieser Elemente relativ gering, allerdings finden zwischen dem 2.9. und 4.9.2011 deutliche Gehaltzunahmen in nahezu allen Proben des Oberflächenwassers statt. Die geringen Differenzen zwischen den Gehalten von Interstitial- und Oberflächenwasser weisen daher auf eine grundsätzlich relativ schlechte Retention dieser Elemente hin. Ursachen der dabei stattfindenden leicht stärkeren Retention des Zn können auf Basis der Datenlage nur vermutet werden, da hierfür mehrere Ursachen in Frage kommen. Grundsätzlich ist zu beachten, dass Zn in weitaus höheren Konzentrationen in Interstitial- und Oberflächenwässern als die anderen Elemente auftritt, wodurch es theoretisch gegenüber anderen Schwermetallen mit ähnlichen Bindungspräferenzen beim Konkurrieren um bestehende Sorptionsplätze bevorteilt sein könnte. Weiterhin ist bei der Sorption der besagten Elemente von unterschiedlichen Affinitäten gegenüber verschiedenen (Hydr-)oxiden des Fe- und Mn auszugehen, die aufgrund fehlender Informationen über deren Art und Menge nicht abgeschätzt werden können. Letztendlich könnte auch der pH-Wert des Oberflächenwassers eine wichtige Rolle spielen: Zwar sollten die vorherrschenden pH-Verhältnisse (Medianwerte „Al“: pH 7,7; „Mi“: pH 8,1) grundsätzlich keine verstärkte Mobilität pH-sensibler Elemente wie Cd oder Zn aus der Bodenphase

bewirken. Allerdings verfügen die Ionen der betrachteten Spurenelemente in Süßwässern auch in Abhängigkeit von den pH-Werten über unterschiedliche Löslichkeiten. So zeigen in Bereichen zwischen pH 7–9 zumindest Cd und Ni eine gegenüber dem Zn grundsätzlich etwas geringere Neigung zur Bildung hydroxidischer Verbindungen, nach LANGHANS (1998, in LOHSE & GALLENKEMPER 2001, S.9) übertrifft zudem auch Pb unter den besagten pH-Bedingungen die Löslichkeit des Zn innerhalb der Wassersäule. Die Messwerte des Cu hingegen zeigen nicht erklärbare, gegenläufige Tendenzen. So verfügt Cu gegenüber Cd, Ni, Pb und Zn über eine grundsätzlich geringere Löslichkeit unter den gegebenen pH-Verhältnissen (BÖHNKE et al. 1983, S.216; KLAAS et al. 2007, S.18). Eine vergleichsweise geringere Löslichkeit gegenüber Cd, Ni und Pb geht allerdings aus seiner verhältnismäßig starken Anreicherung im Fließgewässer nicht hervor.

6.2.2 Ergebnisse TS Driedorf

Mit der Talsperre Driedorf wurde zwischen April und Juli 2013 die kleinste der untersuchten Talsperren entleert. Während die Aartalsperre innerhalb der ersten 6 Wochen nach erfolgter Entleerung untersucht wurde, konnte dieser Staukörper während der Frühphase der Sedimentfreilegung mit einem Erhebungszeitraum von ca. 3 Monaten über eine etwas längere Zeitspanne hinweg untersucht werden.

6.2.2.1 Eigenschaften der Talsperrensedimente

Die Entnahme von Talsperrensedimenten in Form gestörter und ungestörter Proben erfolgte am 26.4.2013, innerhalb der ersten Woche nach der vollständigen Entleerung des Staukörpers. Durch das Fehlen einer Vorsperre lagen relativ mächtige Sedimentablagerungen vor, so dass in der Talsohle im vorderen Staubeckbereich bereits in einem Abstand von wenigen Metern zu den Beckenrändern Mächtigkeiten von 50 cm übertroffen wurden. Durch die zeitgleich sehr hohe Feuchtigkeit und Plastizität der Ablagerungen war nur der Randbereich des Staubeckens begehbar, weshalb die Probennahmen lediglich am Nordufer des Staubeckens erfolgten. Dabei wurden ausschließlich Seesedimente entnommen, da eine Beprobung der darunter liegenden Auenböden durch die hohen Mächtigkeiten der Mudden behindert wurde. Die Profile setzten sich durchweg aus dunklen Seesedimenten zusammen, worin mit der Ausnahme einer wenige Millimeter umfassenden Braunfärbung der Substratoberflächen noch keine Horizontdifferenzierung erfolgt war und auch in tieferen Bereichen keine weiteren Horizonte oder Schichten untergliedert werden konnten. Die Profilaufschlüsse werden daher einheitlich als rFr°Gr-Horizonte angesprochen, Lagen der Probennahmestellen sind in Abbildung 6.2.1. ersichtlich.

Relativ auffällig war das nahezu vollkommene Fehlen sichtbarer orangefarbener Präzipitate während der kompletten Erhebungsphase, die im Fall der Aartalsperre vorübergehend nicht unerhebliche Flächenanteile der Sedimente bedeckt hielten. Die Probennahme von Interstitialwässern erfolgte dreimalig, am 26.4. - in der ersten Woche der vollständigen Freilegung des Seebodens, am 18.5. und am 24.6.2013. Oberflächenwasser wurde aus Bereichen des Rehbachs direkt unterhalb der Staumauer und 500 m flussabwärts davon entnommen.



Abbildung 6.2.2.1: Lage der Entnahmestellen von Sediment-, Interstitial- und Oberflächenwasserproben (Aufnahmedatum 26.4.2013).

Organische Substanz und Textur

Die organische Substanz der Proben verfügt über Anteile von 7,2–9,5 Gew.% und zeigt somit nur relativ geringe Variationen zwischen den einzelnen Entnahmestellen und unterschiedlichen Tiefenstufen. Die Textur der Sedimente zeigt dominierende Feinsandanteile, während Grobschluff anteilmäßig an zweiter Stelle steht und Grobsand die am schwächsten vertretene Fraktion darstellt. Im Vergleich zu Aartalsperre und TS Klingenberg verfügen die Sedimente mit Feinsandgehalten von 25,6-41,3 % bei deutlich geringeren Ton- und Schluffgehalten über eine etwas gröbere Textur, was auf das Fehlen einer Vorsperre und die randliche Lage der Entnahmestellen zurückzuführen ist.

Horizont	Textur (Gew.% der kalk- und humusfreien Feinerde)							OS (Gew.%)	n (Profile)
	gS	mS	fS	gU	mU	fU	T		
rFr°Gr	1,2	7,7	37,0	21,9	12,7	7,0	12,9	8,8	6
rFr°Gr	2,3	8,1	34,7	20,7	13,4	8,5	15,0	8,1	6

Tabelle 6.2.2.1: Medianwerte der Kornfraktionen und organischen Substanz von Seesedimenten auf Basis der Transsektproben.

Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert

Die elektrische Leitfähigkeit variiert von 309-407 $\mu\text{S}/\text{cm}$, wobei die Messwerte aus größerer Sedimenttiefe die der oberen Profilbereiche leicht übertreffen. Der pH-Wert des Sediments variiert von pH 5,8-6,5 (dest.) sowie von pH (KCL) 5,3-6,0. Mit zunehmender Sedimenttiefe erfolgen leichte Abnahmen der pH-Werte.

Horizont	Tiefe (cm)	eL ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH (dest.)	pH (KCL)	n (Profile)
rFr°Gr	5-10	329	6,2	5,8	6
	15-25	402	5,9	5,4	6

Tabelle 6.2.2.2: Median von elektrischer Leitfähigkeit und pH-Wert in Seesedimenten auf Basis der Transsektproben.

Schwermetallgehalte der Sedimente

Die Sedimente der TS Driedorf zeigen in ihren königswasserlöslichen Schwermetallgehalten (Tab. 6.2.2.3) keine Spuren von größeren Anreicherungen einzelner Elemente. Da in Substraten aus basischen Magmatiten, wie sie auch im Einzugsgebiete des Rehbachs auftreten, häufig vergleichsweise hohe Konzentrationen an Cr oder Ni auftreten (HLUG 2011, S.87), erklären sich die leicht erhöhten Messwerte dieser Elemente inklusive des Fe aus der geogenen Beschaffenheit der Festsubstanz. Sämtliche Einzelmesswerte verbleiben im Falle aller Elemente innerhalb der I_{geo} -Klasse 0, wodurch die Sedimente als praktisch unbelastet anzusprechen sind. Zwischen den verschiedenen Entnahmetiefen bestehen nur sehr geringe Differenzen, so zeigen lediglich As und Mn durch geringere Gehalte innerhalb der größeren Tiefenstufen leichte Unterschiede ihrer Gesamtgehalte.

Stoff:	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	
<u>Spannweite</u>					
Seesediment 5-10 cm:	0,86-3,21	0,25-0,37	63,2-122	12,0-26,0	
Seesediment 15-25 cm:	1,12-2,81	0,28-0,37	84,1-101	13,9-17,3	
<u>Median</u>					
Seesediment 5-10 cm:	2,60	0,31	98,7	16,9	
Seesediment 15-25 cm:	2,02	0,33	92,6	15,3	
Stoff:	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
<u>Spannweite</u>					
Seesediment 5-10 cm:	23,9-59,4	0,54-0,80	44,9-71,0	12,1-17,9	94,8-124
Seesediment 15-25 cm:	40,4-52,1	0,50-0,67	52,4-63,1	15,4-19,3	100-119
<u>Median</u>					
Seesediment 5-10 cm:	49,5	0,67	61,8	16,3	108
Seesediment 15-25 cm:	45,5	0,57	57,8	17,4	111
<u>I_{geo}-Klasse:</u>	0 (im Falle aller untersuchten Elemente)				

Tabelle 6.2.2.3: Spannweiten und Medianwerte königswasserlöslicher Schwermetallgehalte in Seesedimenten der TS Driedorf (0-10 cm: n = 6; 20-30 cm: n = 6), sowie I_{geo} der Medianwerte auf Basis der Transsektproben.

6.2.2.2 Schwermetалldynamik in Interstitialwässern

Wie auch im Falle der Aartalsperre wurden Interstitialwässer in zwei verschiedenen Tiefenstufen (5-10 cm und 20-25 cm) entnommen. Die Entnahme beschränkte sich hierbei auf lediglich zwei Profile (Nr. 1 und 2; Abb. 6.2.2.1). Beide Profile wurden im Abstand von acht Wochen insgesamt dreimal beprobt. Zu beachten ist, dass während der Entnahme dieser Proben am 26.4.2013 lediglich Trockenrisse aus Polygonen mit Durchmessern im Dezimeter- bis Meterbereich bestanden. Dieses Rissgefüge konnte sich mit zunehmender Zeit stärker ausprägen, während der letzten Probennahme am 24.6.2013 hatte sich zusätzlich bereits eine annähernd geschlossene Vegetationsdecke aus verschiedenen Kräutern auf dem Seesediment ausgebildet.

Räumliche und zeitliche Dynamiken von Eigenschaften der untersuchten Profile

Daten zu Textur, organischer Substanz und S-Werten der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile sind in Tabelle 6.2.2.4 ersichtlich. Hiernach zeigt sich mit Gewichtsanteilen der organischen Substanz von 7,1-8,2%, zwischen 9-15% variierenden Tonanteilen sowie dominierenden Feinsand- und Grobschluffgehalten ein ähnliches Bild wie im Falle der Transsektproben.

Nr.	Hori- zont	Tiefe cm	Textur (Gew.% der kalk- und humusfreien Feinerde)							Kür- zel	OS (Gew.%)	S-Wert (mmol _c /kg)
			gS	mS	fS	gU	mU	fU	T			
1	rFr°Gr	5-10	1,1	12,6	41,3	16,9	12,6	5,5	10,0	Sl3	8,2	320
	rFr°Gr	15-25	4,3	14,0	36,7	20,8	10,0	4,9	9,4	Sl3	7,1	240
2	rFr°Gr	5-10	2,1	9,0	35,7	21,7	13,4	5,5	12,5	Slu	8,1	264
	rFr°Gr	15-25	1,4	6,7	36,6	20,5	9,8	9,8	15,2	Slu	8,2	200

Tabelle 6.2.2.4: Textur des Feinbodens, organische Substanz und S-Wert der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile.

Vertikale Differenzen sind nur relativ schwach ausgeprägt, lediglich die S-Werte zeigen bei Variationen zwischen 200-320 mmol_e/kg leicht höhere Werte in den geringeren Profiltiefen.

Die Bestimmung von kf-Werten und Trockenrohdichten der Sedimente erfolgte an Proben, die in der ersten Woche der Sedimentfreilegung entnommen wurden. Durch die hohen Feuchtigkeiten verfügten diese über sehr geringe Dichten und relativ geringe kf-Werte (Tab. 6.2.2.5). Gerade die kf-Werte mit einer Spannweite von 28,8-43,2 cm/d unterstreichen die relativ geringe Durchlässigkeit der Sedimente, was als wichtiger Faktor der relativ langsamen und lang anhaltenden Drainage der Interstitialwässer betrachtet werden muss. Im Gegensatz zu den Proben der Aartalsperre hatte noch keine Bildung von Trockenrissen eingesetzt, woraus sich die relativ enge Spannweite der Messergebnisse erklärt. Die trotz feiner Textur auffallend geringe Trockenrohdichte ist Ergebnis der starken Quellung und hohen Wassergehalte der Mudden.

Nr.	Hori- zont	Tiefe cm	kf cm/d	Td (g/cm ³)	n (Proben)
1	rFr°Gr	0-5	36,0	0,49	3
2	rFr°Gr	0-5	33,6	0,50	3

Tabelle 6.2.2.5: Arithmetisches Mittel von Wasserleitfähigkeit (kf-Wert) und Trockenrohdichte (Td) in 5-10 cm Tiefe der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile.

Kennwerte zu elektrischer Leitfähigkeit, pH- und Redoxverhältnissen der Interstitialwässer sowie zu königswasserlöslichen Schwermetallgehalten der Sedimente sind in den Tabellen 6.2.2.6, 6.2.2.7 und Abbildung 6.2.2.2 dargestellt. Die elektrische Leitfähigkeit des Interstitialwassers variiert während den drei Messtagen von 226-439 μ S/cm. In nahezu allen Horizonten sind steigende Leitfähigkeiten mit zunehmender Dauer der Sedimentfreilegung ersichtlich, die in den oberen Sedimentbereichen deutlicher ausfallen als in 15-25 cm Tiefe. Dies kann mit der abnehmenden Konzentrationsverdünnung durch die langsam abnehmende volumetrische Bodenfeuchte erklärt werden, die eine Abnahme von durchschnittlichen 85,3 Vol.% am 26.4. auf 67,7 Vol.% am 24.6.2013 in 10 cm Tiefe aufzeigte.

Nr.	Horiz.	Tiefe (cm)	Sedimentproben			Interstitialwasser			Koordinaten	Feuchte (Vol.%)	
			eL (μ S/cm)	pH (dest.)	pH (KCL)	eL (μ S/cm)	pH	eH (mV)		26.4.	24.6.
1	rFr°Gr	0-10	325	6,5	6,0	283	7,1	196	50°37'47.20``N	82,5	67,8
	fFr°Gr	20-25	320	6,2	5,6	286	7,1	186	8°10'41.79``O	-	-
2	rFr°Gr	0-10	357	6,2	5,7	327	7,2	193	50°37'47.73``N	86,9	67,5
	fFr°Gr	20-25	403	5,9	5,4	258	7,2	189	8°10'42.64``O	-	-

Tabelle 6.2.2.6: Eigenschaften der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile. Elektrische Leitfähigkeit und pH-Werte der Substrate (linke Tabellenhälfte), arithmetisches Mittel von elektrischer Leitfähigkeit, pH- und eH-Werten der Interstitialwässer (n = 3), sowie durchschnittliche volumetrische Feuchte der obersten 10 cm zu Beginn und Ende der Messperiode (rechte Tabellenhälfte).

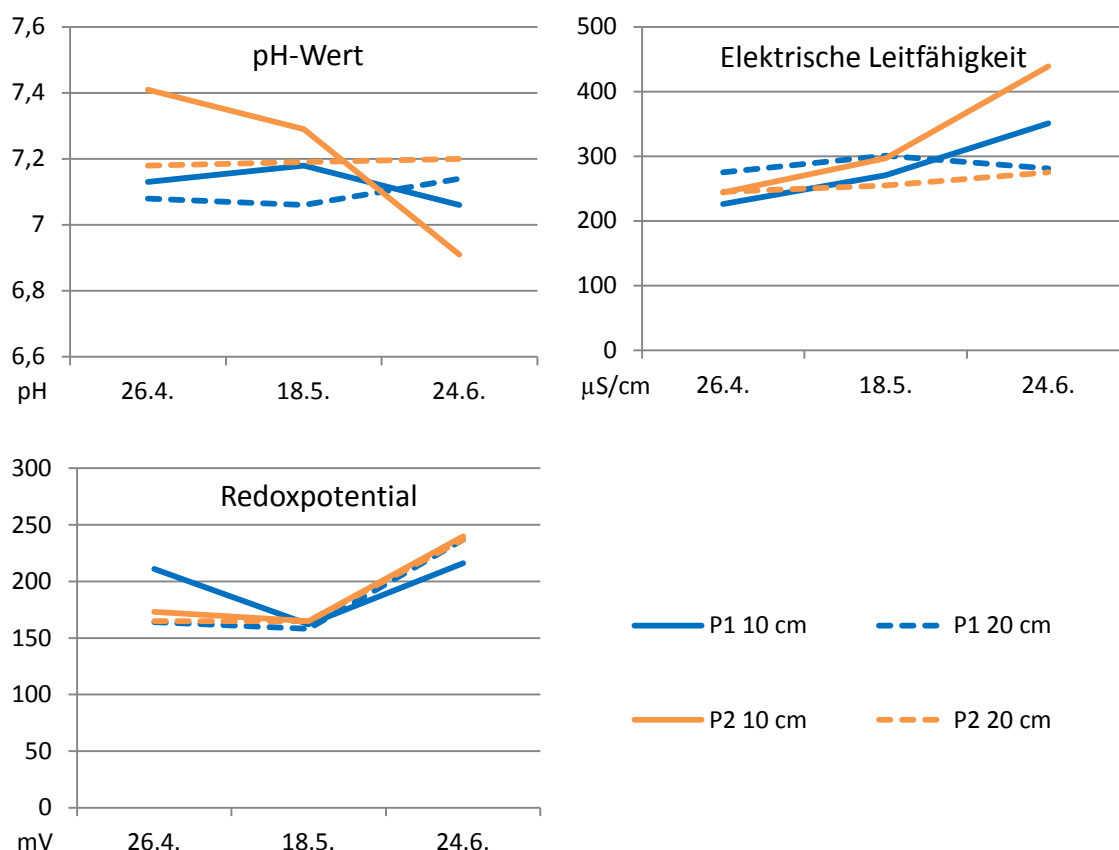


Abbildung 6.2.2.2: Dynamik von elektrischer Leitfähigkeit, pH-Werten und Redoxpotential in Interstitialwässern der Profile 1 und 2 während der Messperiode.

Mit pH-Werten von 6,9-7,4 zeigt das Interstitialwasser erwartungsgemäß etwas höhere Messwerte als die sedimentbasierten Laboranalysen und unterliegt während der Messperiode nur geringen Variationen. Lediglich in 5-10 cm Tiefe des Profils 2 ist zum Ende der Erhebung ein leichter Abfall des pH-Wertes zu erkennen, was möglicherweise die Folge einer einsetzenden Versauerung als Folge von Oxidationsprozessen darstellt.

Das Redoxpotential erreicht zwischen 162-240 mV gelegene Werte und fällt in seinen Variationen relativ gering aus. Insgesamt zeichnet sich eine ähnliche Verlaufskurve wie im Falle der Aartalsperre, mit anfangs abnehmendem und später steigendem Redoxpotential, ab. Alle Beprobungstiefen erfahren mit fortschreitender Zeit leichte Zunahmen des Redoxpotentials.

Schwermetallgehalte der untersuchten Profile und Interstitialwässer

Die königswasserlöslichen Schwermetallgehalte der Untersuchungsprofile entsprechen in ihrer Größenordnung weitgehend den in den Transsektproben festgestellten Konzentrationen. Differenzen zwischen den verschiedenen Entnahmetiefen sind, wie in Tabelle 6.2.2.7 ersichtlich, ebenfalls wenig deutlich und einheitlich ausgeprägt. Zwar zeigen zahlreiche Elemente höhere Konzentrationen in den oberen Entnahmetiefen, zumeist sind diese Differenzen jedoch derart gering, dass von Änderungen des Schadstoffinputs oder einer lösungsbedingten stofflichen Verlagerung in größerem Umfang im Bereich dieser Profile nicht auszugehen ist. Die Spannweiten der gelösten Schwermetallanteile des Interstitialwassers umfassen teilweise relativ große Bereiche und betragen bei As 0,08-1,84 $\mu\text{g/l}$, Cd 0,01-0,07 $\mu\text{g/l}$, Cr 0,97-3,40 $\mu\text{g/l}$, Cu 2,72-15,2 $\mu\text{g/l}$, Fe 3,78-17,0 mg/l , Mn 0,43-2,05 mg/l , Ni 1,19-12,2 $\mu\text{g/l}$, Pb 0,64-3,58 $\mu\text{g/l}$ und Zn 58,2-3630 $\mu\text{g/l}$.

Nr.	Horizont	Tiefe (cm)	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
1	rFr°Gr	0-10	1,37	0,29	102	16,2	52,6	0,70	66,2	14,1	113
	rFr°Gr	20-25	1,74	0,28	101	15,6	52,1	0,67	63,1	15,4	111
2	rFr°Gr	0-10	3,21	0,37	115	18,5	56,8	0,76	70,7	17,9	124
	rFr°Gr	20-25	1,12	0,35	86,7	15,4	43,5	0,55	56,4	17,7	119

Tabelle 6.2.2.7: Königswasserlösliche Schwermetallgehalte der Profile 1 und 2.

Die gelösten Gehalte können, wie der Vergleich mit den Geringfügigkeitsschwellenwerten für Grundwässer (Anhang V, Tab.2) zeigt, in ihren Konzentrationen insgesamt als relativ gering betrachtet werden. Trotz höherer königswasserlöslicher Gehalte sind die Konzentrationen an gelöstem Cr, Fe und Ni gleichwertig oder sogar deutlich geringer als in Bereichen der ebenfalls unbelasteten Aartalsperre (Kap. 6.2.1.2). Zudem erreichen As und Mn bei ähnlichen Gesamtgehalten ebenfalls vergleichsweise geringere gelöste Konzentrationen, während Cd, Cu und Pb in beiden Fraktionen ähnliche Gehalte vorweisen und Zn deutlich höhere königswasserlösliche und gelöste Anteile vorweist.

Aus den in Tabelle 6.2.2.8 dargestellten Mittelwerten der gelösten Schwermetallfraktion gehen, ähnlich den königswasserlöslichen Gehalten, nur geringe Differenzen zwischen den verschiedenen Tiefenstufen hervor. Vertikale Unterschiede zeigen sich ansatzweise im Falle des As und Zn, wo sehr leichte Zunahmen mit steigenden Sedimenttiefen sichtbar werden, sowie den Elementen Mn, Ni und Pb, die mit Annäherung an die Sedimentoberfläche leichte Gehaltsanstiege verzeichnen.

Nr.	Horizont	Tiefe (cm)	As (µg/l)	Cd (µg/l)	Cr (µg/l)	Cu (µg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Ni (µg/l)	Pb (µg/l)	Zn (µg/l)
1	rFr°Gr	5-10 cm	0,93	0,06	1,39	9,66	8,0	1,47	6,10	1,95	1312
	rFr°Gr	20-25 cm	1,07	0,04	1,93	6,84	10,4	1,29	3,36	1,61	1626
2	rFr°Gr	5-10 cm	0,87	0,03	1,82	8,26	11,4	1,38	8,51	2,65	614
	rFr°Gr	20-25 cm	0,99	0,03	1,43	8,46	10,5	1,26	2,82	1,30	680

Tabelle 6.2.2.8: Arithmetisches Mittel von gelösten Schwermetallkonzentrationen im Interstitialwasser der Profile 1 und 2.

Wie in Abbildung 6.2.2.3 zu sehen, zeigen die Elemente überwiegend tendenzielle Zunahmen ihrer gelösten Konzentrationen mit fortschreitendem Atmosphärenkontakt der Sedimente. Da diese Gehaltsanstiege grundsätzlich nicht auf einzelne Elemente beschränkt vorliegen, kann diese Konzentrationserhöhung besonders mit der leichten Abnahme der volumetrischen Bodenfeuchte und der dadurch geringeren stofflichen Verdünnung im Interstitialwasser begründet werden, die sich in der zunehmenden elektrischen Leitfähigkeit widerspiegelt. Allerdings fallen die besagten Gehaltsanstiege je nach Element (stark) verschieden aus, weshalb neben der verdünnungsbasierten Konzentrationszunahme auch das Mobilitätsverhalten einiger Elemente entscheidend zum Verlauf der Gehaltsvariationen beiträgt.

Leichte Zunahmen werden im Falle des gelösten Cr und Cu verzeichnet. Hierbei erfahren die anfangs niedrigen Konzentrationen Zunahmen um das maximal 3-fache der Ausgangsgehalte, pendeln sich jedoch, mit der Ausnahme des Profils 1 in 15-25 cm Tiefe, wieder zum letzten Messtag auf einem ähnlichen Niveau ein.

Die Gehalte des Ni variieren verschieden, so finden überwiegend leichte Zunahmen bis auf maximal etwa das 4-fache des Ausgangswertes statt, während in 5-10 cm Tiefe des Profils 2 eine nahezu konstante Abnahme auf etwa $\frac{1}{4}$ des Ausgangswertes stattfindet.

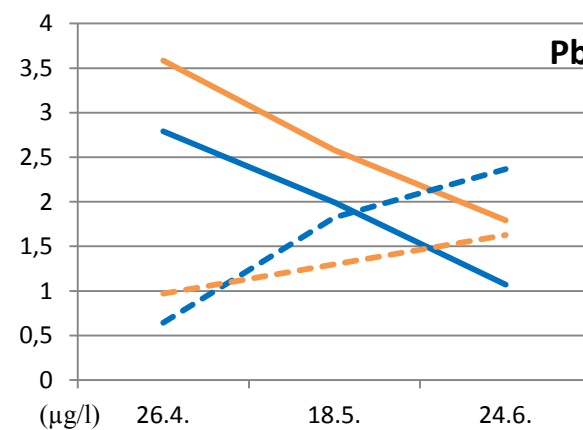
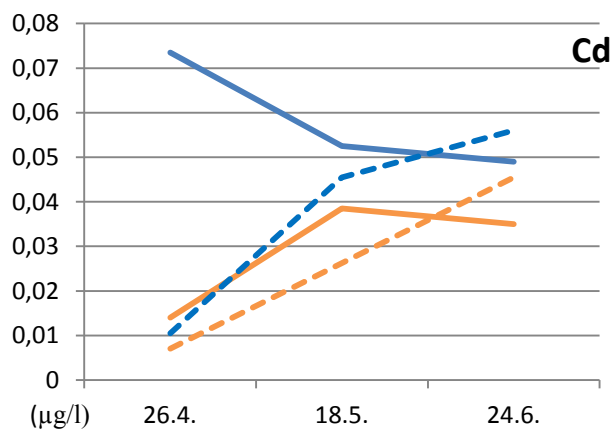
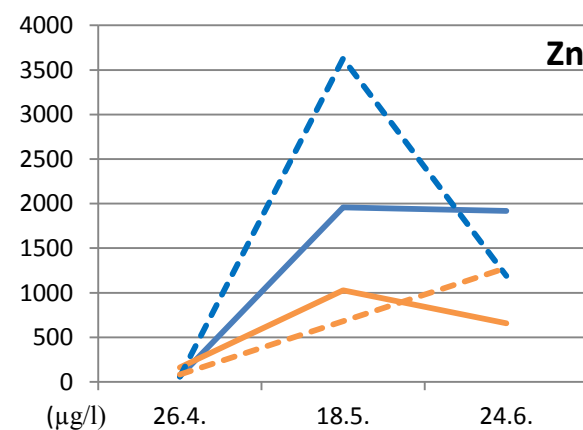
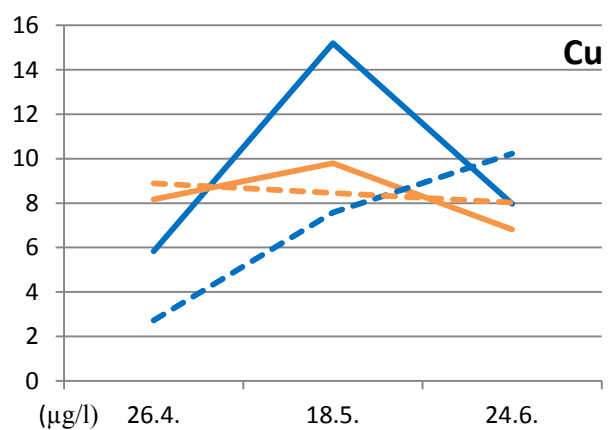
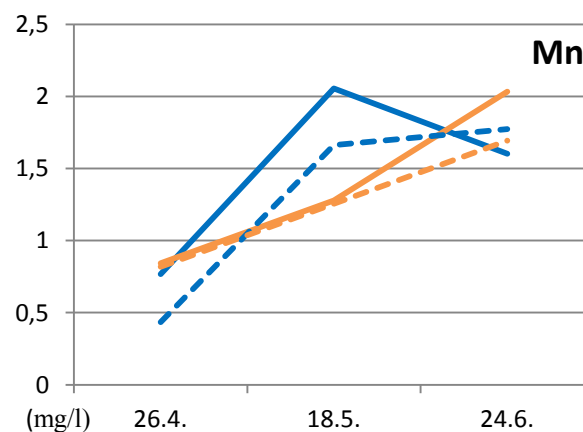
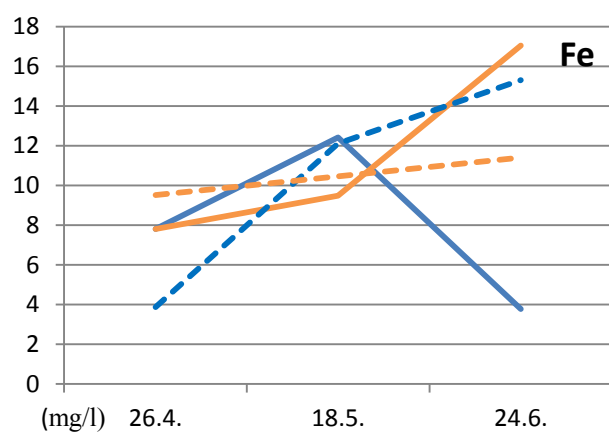
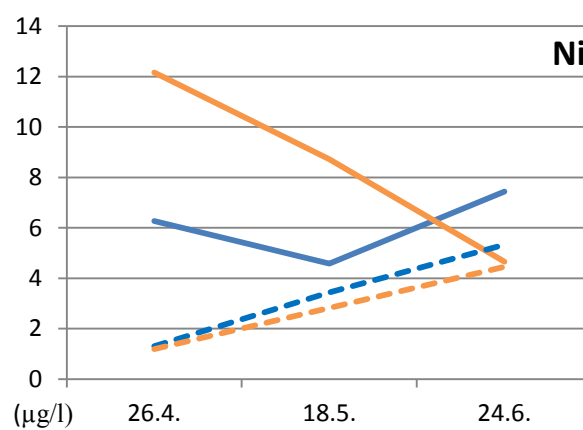
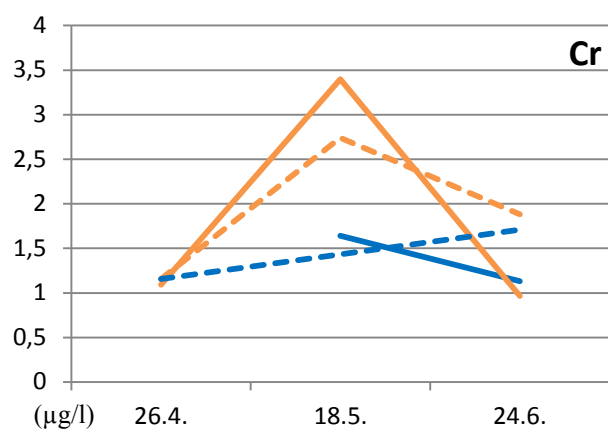
Ähnliche Variationen erfahren Fe und Mn. In beiden Fällen betragen die Zunahmen maximal das 3- bis 4-fache der Ausgangswerte, wobei Fe bereits in den oberen 5-10 cm des Profils 1 eine Gehaltsabnahme erfährt. Während die relativ hohen gelösten Anteile des Fe grundsätzlich auf reduzierend verbleibende Bedingungen innerhalb der Sedimente hinweisen, sollte die Gehaltsabnahme in Profil 1 bereits die Folge eines zunehmenden Redoxpotentials darstellen. Mn hingegen zeigt, als Resultat seiner besseren Löslichkeit, innerhalb des gleichen Profilbereichs keine Konzentrationsabnahme. Allerdings zeigt sich der Konzentrationsanstieg in Profil 1 zum letzten Messtag als bereits deutlich abgeschwächt.

Zunahmen um das etwa 3-5-fache zeigen die Variationen des Cd, wobei bei Profil 1 bereits anfangs eine Abnahme der Gehalte in 5-10 cm Tiefe stattfindet

Die auffälligste Zunahme erfährt das gelöste Zn, das in allen Fällen anfangs sehr starke Anstiege und später abgeschwächte Zu- oder leichte Abnahmen verzeichnet. Dennoch finden insgesamt so große Gehaltszunahmen statt, dass die Ausgangswerte zum Ende der Erhebung immer noch um das 5-20-fache übertroffen werden.

Vertikale Differenzen werden in den Konzentrationen des As und Pb sichtbar: So zeigt As in den oberen Profilbereichen zeitweilige Zunahmen, worauf Abnahmen zum letzten Messtag folgen. In der unteren Tiefenstufe bestehen die Zunahmen während der Erhebungsphase ungebrochen fort, wobei Anstiege auf etwa das 10-fache der Ausgangswerte stattfinden. Dem gegenüber sind die Variationen des Pb deutlich schwächer ausgeprägt. Allerdings erfahren dessen gelöste Anteile Abnahmen in 5-10 cm Tiefe auf etwa die Hälfte der Ausgangswerte, während seine Gehalte in 15-25 cm Tiefe leichte Zunahmen verzeichnen.

Inwieweit diese Gehaltsänderungen sich in ihren Tendenzen fortsetzen, kann anhand der bestehenden Daten nicht schlussgefolgert werden. Zumindest für das gut oxidierbare Fe kann aber angenommen werden, dass mit zunehmendem Redoxpotential nach Ende der Erhebungsphase in den oberen Sedimentbereichen eine weitere Abnahme seiner gelösten Gehalte erfolgen wird. Die während der Messperiode besonders in unteren Profilbereichen einsetzenden Anstiege des gelösten Fe beruhen dabei wahrscheinlich auf Temperaturzunahmen des frisch freigelegten, gequollenen und wassergesättigten Sediments. Spätestens mit der Etablierung einer geschlossenen Vegetationsdecke sollte es zur stärkeren Durchlüftung der Sedimente, den besagten Abnahmen an gelöstem Fe und damit einhergehenden Abnahmen der As-Konzentrationen in oberen Profilbereichen kommen.



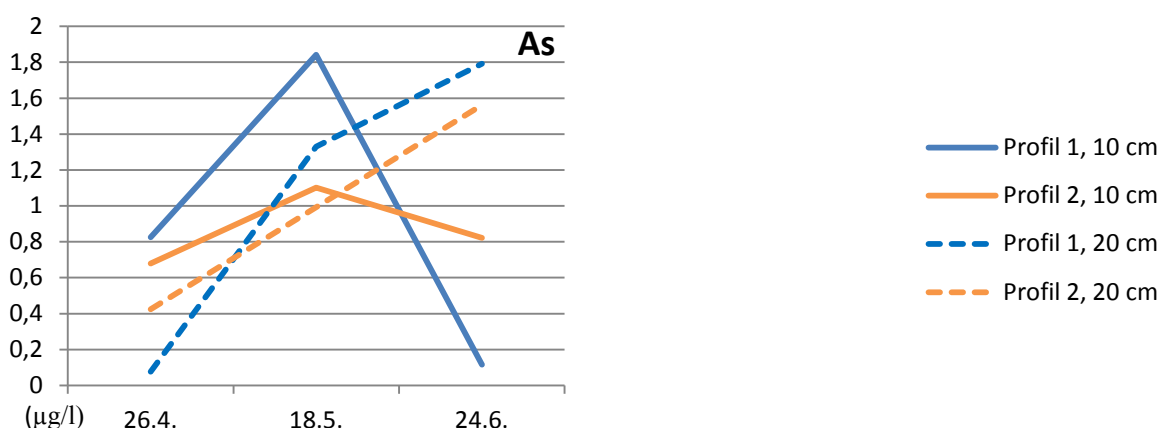


Abbildung 6.2.2.3: Zeitliche Variationen (26.4.-24.6.2013) des gelösten As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb und Zn in Interstitialwässern der Profile 1 und 2.

6.2.2.3 Verhalten des Oberflächenwassers während der Entleerung

Eine Untersuchung der abfließenden Oberflächenwässer des Rehbaches wurde zwischen dem 14.4. und 24.6.2013 vorgenommen. Wie in Abbildung 6.2.1 dargestellt, wurden Oberflächenwasserproben direkt am Auslauf des Rehbaches unterhalb der Staumauer („D1“) und ca. 500 m flussabwärts davon in der Ortsmitte von Driedorf („D2“) entnommen. Die Entleerung des Staubeckens hatte bereits Anfang April begonnen, am 20.4.2013 wurden die verbliebenen Fische abgefischt, anschließend erfolgte die vollständige Freilegung der Sedimente.

Eigenschaften des Flusswassers

Die Einflussnahme der Talsperrenentleerung auf die elektrische Leitfähigkeit und den pH-Wert des Rehbaches wird in Tabelle 6.2.2.9 ersichtlich. So kommt es mit fortschreitender Sedimentfreilegung zu leichten durchschnittlichen Zunahmen beider Parameter im Oberflächenwasser. Durch sehr ähnliche pH-Werte innerhalb der Interstitialwässer (Abb. 6.2.2.2) ist der Anstieg des pH-Wertes nur äußerst gering ausgeprägt und unterliegt in seinem Verlauf nur leichten Variationen. Die elektrische Leitfähigkeit hingegen weist ihre leichte Zunahme nahezu lückenlos auf. Die zu vermutende Einflussnahme der abfließenden Interstitialwässer auf beide Messgrößen wird dadurch untermauert, dass sowohl die pH-Werte als auch die Leitfähigkeiten des Porenwassers die gleichzeitig festgestellten Messwerte des Rehbaches übertreffen und daher durch ihre Einflussnahme die innerhalb des Oberflächenwassers festgestellten Tendenzen erklärt werden können.

Gewässer- abschnitt	Entnahmezeitpunkt	eL µS/cm	pH- Wert	n
Auslauf (AL)	Während der Entleerung (14.4. – 16.4.2013)	131	7,0	2
500m flussabwärts (FA)		139	7,0	2
Auslauf (AL)	Nach vollständiger Sedimentfreilegung (20.4. – 24.6.2013)	179	7,1	6
500m flussabwärts (FA)		186	7,3	6

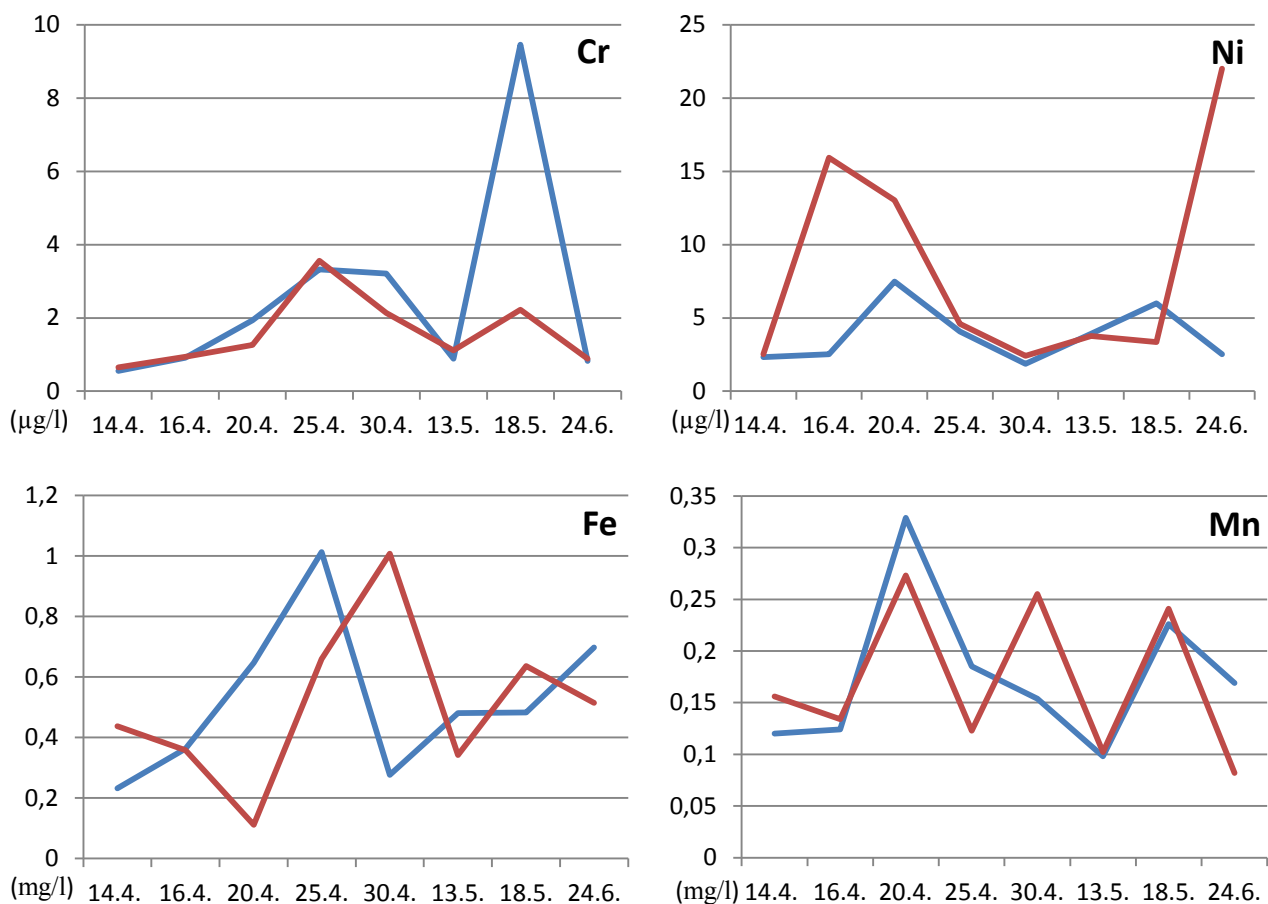
Tabelle 6.2.2.9: Arithmetisches Mittel von pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit in 10 cm Tiefe des Rebachs während und nach der Entleerung des Staubeckens.

Schwermetallgehalte des Oberflächenwassers

Die Schwermetallgehalte des das Staubecken verlassenden Oberflächenwassers zeigen überwiegend zunehmende Konzentrationen gelöster Schwermetalle mit der

am 20.4.2013 einsetzenden, vollständigen Freilegung der Talsperrensedimente. So verfügen, mit Ausnahme des As und Mn, alle Elemente in ihrer zeitlichen Entwicklung über nach der Entleerung auftretende, jedoch zumeist auf nur einzelne Tage begrenzte Spitzenwerte. Diese Gehaltszunahmen sind jedoch durchweg als gering bis moderat zu betrachten, da selbst die auftretenden Maximalgehalte bei keinem der Elemente Ausgangskonzentrationen zu Beginn der Messperiode um mehr als das 10-fache übertreffen. Der Vergleich der Messwerte mit Vorgaben der LAWA (1998; vgl. Anhang V, Tab.1) bestätigt die Einschätzung der Durchschnitts- und Höchstgehalte als vergleichsweise geringe Konzentrationen gelöster Schwermetalle, im Falle des Cd wird allerdings die zulässige Höchstkonzentration nach EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2008; vgl. Anhang V, Tab.1) zeitweilig überschritten.

Beim Betrachten der in Abbildung 6.2.2.4 dargestellten zeitlichen Variationen von gelösten Schwermetallgehalten sollte berücksichtigt werden, dass als einziger Messtag am 30.4.2013 länger anhaltender Niederschlag auftrat. Dadurch könnten sich eventuell die oftmals hier auftretenden Minimalkonzentrationen einiger Elemente erklären, was möglicherweise aus der einsetzenden Verdünnung des Flusswassers mit Regenwasser hervorgehen konnte.



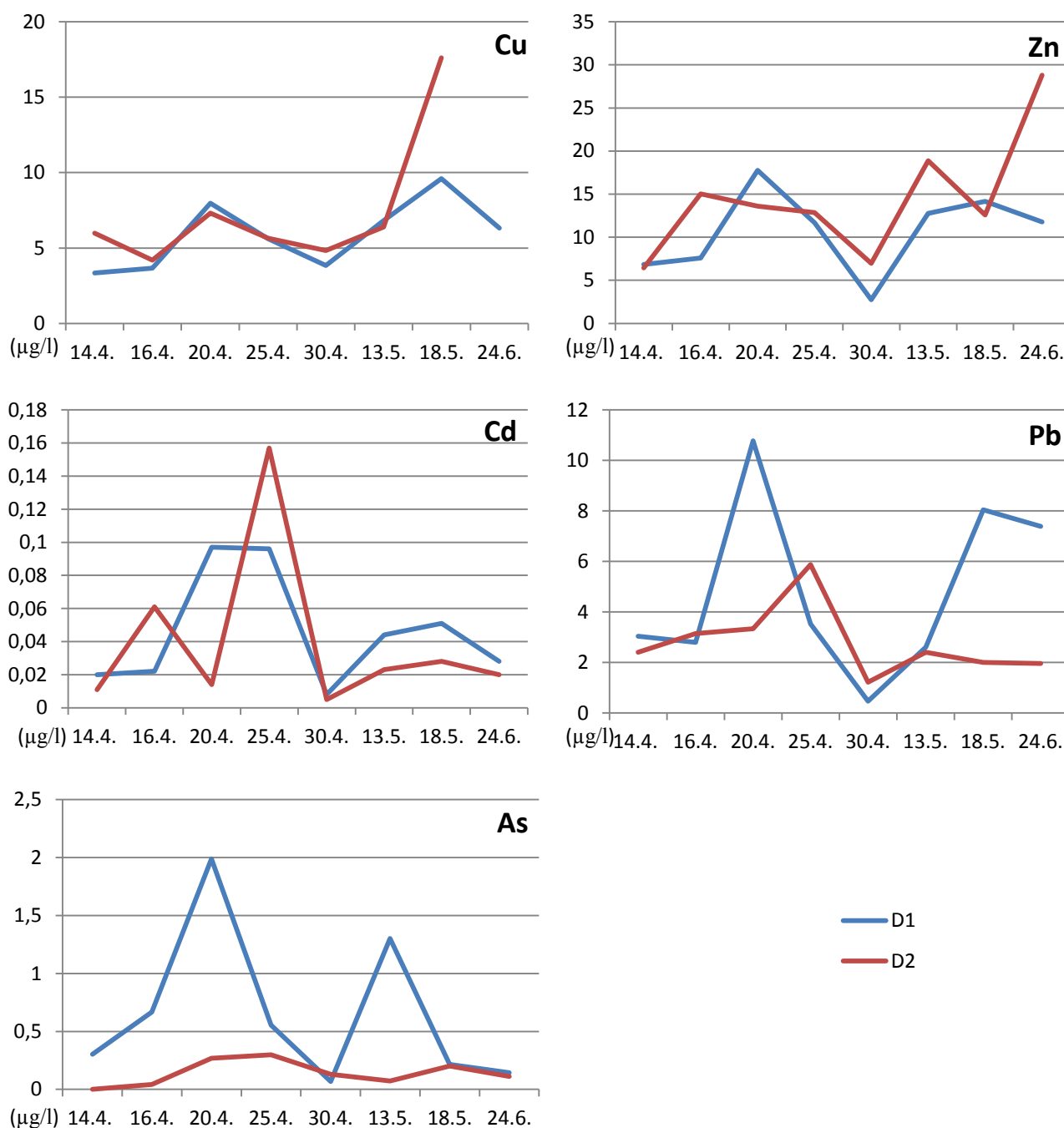


Abbildung 6.2.2.4: Zeitliche Variationen (14.4.–24.6.2013) von Konzentrationen gelöster Schwermetalle des Rehbachs in Bereichen direkt unterhalb (D1) und ca. 500m flussabwärts (D2) der Staumauer der TS Driedorf.

Dass die zeitlichen Variationen der beobachteten Elemente deutlich geringere Gehaltszunahmen beinhalten als im Fall der Aartalsperre ist auf die relativ hohen Ausgangsgehalte zurückzuführen, die bereits während Messtagen (14.4.; 16.4.2013) vorherrschten, als die Wassersäule des Staubeckens noch heruntergefahren wurde. Die Ursachen dieser relativ hohen Ausgangskonzentrationen lassen sich nur vermuten: So könnten die Wässer einerseits durch die gegebene Belastungssituation des Oberlaufes (HAUENSTEIN et al. 2000, S.24ff.) bereits leicht an bestimmten Schwermetallen angereichert sein. Überraschenderweise wurden für Cr und Pb im Gewässer des Rehbachs sogar durchschnittlich leicht höhere Gehalte gefunden als im Interstitialwasser der Talsperrensedimente. Womöglich resultiert dieser Umstand

zu gewissen Anteilen auch aus dem Kontakt des Oberflächenwassers mit frisch ausgetragenen Seesedimenten, die direkt unterhalb der Staumauer im Bereich von den Entnahmestellen der Wasserproben resedimentiert wurden. Eine solche Ablagerung ausgetragener Seesedimente im direkten Vorfeld der Staumauer wurde im Fall der Aartalsperre durch die glatte, steinerne Einfassung des Aarbaches unterbunden, während der natürlich belassene Ablauf der TS Driedorf deutlich mit exportierten Sedimenten angereichert wurde. Möglicherweise konnten hieraus gelöste Schwermetalle in das Gewässer des Rehbaches gelangen, was auch die höheren Gehalte einiger Elemente in größerer Entfernung („D2“) zur Staumauer erklären würde.

Die meisten Variationskurven der untersuchten Spurenelemente werden nur durch kurzfristige, einzelne Gehaltsanstiege zu Anfang der Sedimentfreilegung gekennzeichnet, die gegen Ende der Messungen wieder auf den Ausgangswert zurückfallen oder diesen nur leicht übertreffen. Etwas deutlichere, wenn auch immer nur diskontinuierliche Zunahmen zeigen lediglich Cu, Fe und Zn.

Mobilität und Transportbereitschaft der untersuchten Elemente

Nahezu alle Elemente zeigen, zumindest phasenweise, leichte Zunahmen ihrer im Oberflächenwasser gelösten Konzentrationen (Abb. 6.2.2.4). So werden viele der Messwerte des 14.4. und 16.4. nach der kompletten Entleerung vom 20.4.2013 um das 2-5-fache überschritten. Zeitlich sind die beschriebenen Zunahmen als kurz- bis mittelfristige Folgen der Talsperrenentleerung zu betrachten, so erreichten die gelösten Fraktionen des As und Cr allgemein, die des Mn und Pb bei „D2“ und des Ni bei „D1“ bis zum 24.6.2013 wieder die Ausgangskonzentrationen der Anfangsphase (14. und 16.4.2013). Cd, Cu, Fe und Zn konnten diese, zumeist aber nur sehr gering, bis zuletzt überbieten.

Gegenüber der Aartalsperre kann anhand der vorliegenden Ergebnisse nicht weiter auf die Retentionsfähigkeit der Sedimente für die untersuchten Elemente rückgeschlossen werden. Dies lässt sich einerseits mit den im Fall von Cr, Cu und Pb nur sehr geringfügig ausgeprägten Differenzen zwischen den Konzentrationen von Interstitial- und Oberflächenwässern erklären. Andererseits erfolgten während der Erhebungsphase im Falle von Cd und Zn bereits deutliche Gehaltsänderungen innerhalb der Interstitialwässer, wodurch der Vergleich von Poren- und Oberflächenwasserkonzentrationen zusätzlich erschwert wird.

Zumindest die geringe Mobilität des gelösten As wird durch die deutlich geringeren und gleichmäßigeren Konzentrationen an Messpunkt „D2“ gegenüber „D1“ sichtbar, wo größere Variationen und vergleichsweise höhere Gehalte auftreten. Alle anderen Elemente zeigen keine ähnlich deutlichen Gehaltsabnahmen auf den ca. 500 m Flusstrecke.

6.2.3 Ergebnisse Talsperre Klingenberg

Zum Ende des Jahres 2009 wurde das Hauptbecken der TS Klingenberg aufgrund von Sanierungsarbeiten vollkommen entleert, zu Beginn 2012 erfolgte der Wiedereinstau. Eine Untersuchung von Flusswässern im Talsperrenbereich und Schwermetallgehalten in Sedimenten wurde nach ca. 1 ½ -jähriger Entleerung in März und April 2011 vorgenommen. Zum Untersuchungszeitpunkt handelte es sich also um Talsperrensedimente die, verglichen mit denen der anderen Staukörper, einer deutlich längeren Freilegungszeit unterlegen waren. Zudem hatte sich innerhalb des Staubeckens bereits eine nahezu flächenhafte Vegetationsdecke aus Kräutern entwickelt.



Abbildung 6.2.3.1: Lage der Probenentnahmestellen im entleerten Staubecken der TS Klingenberg. Entnahmestellen von Sediment- (1-9) und Oberflächenwasserproben („St“, „Mi“, „Alt“) sowie Lage der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile (entsprechen den Probenentnahmestellen 1, 3a, 3c, 5, 6). Luftbild des Jahres 2009, kurz nach der Entleerung. Quelle: <http://www.bild.de> (bearbeitet).

6.2.3.1 Eigenschaften der Talsperrensedimente

Zur Entnahme semigestörter Substratproben wurde ein Transsekt im vorderen Bereich der Talsperre angelegt (Probenpunkte 1-5). In den mittleren und hinteren Bereichen des Staubeckens wurden Proben an jeweils zwei Standorten entnommen. Da die Seesedimente stellenweise bereits deutliche Horizontdifferenzierungen aufzeigten, erfolgte die Beprobung horizontweise. Die zugehörigen Entnahmestellen sind in Abbildung 6.2.3.1 dargestellt.

Der Profilbau des Staubeckenbodens ließ grundsätzlich zwei verschiedene Schichten erkennen, die aus dem ursprünglichen Seesediment in den oberen Bereichen und einer davon überlagerten Schicht aus fossilen Gley- oder Auenböden gebildet wurden (Abb. 6.2.3.2). Häufig wurden beide Schichten durch Vegetationsreste der ehemaligen, überdeckten Auenvegetation in Form fossiler Oh- oder Ah-Horizonte sowie durch sprunghaft einsetzende Änderungen der Bodentextur scharf voneinander abgegrenzt. Aufgrund der langen Zeitspanne zwischen Entleerung und Probennahme hatte sich das Seesediment bereits deutlich gesetzt und verdichtet. Die obersten Profilbereiche waren als Folge der atmosphärischen Einflussnahme mehrheitlich braun gefärbt und durch die Ausbildung von Aggregatgefügen gekennzeichnet. Demnach befanden sie sich bereits in einer Übergangsphase zu semiterrestrischen Bodenbildungen, darin enthaltene Merkmale der Mudden werden entsprechend als reliktsch bezeichnet. Wo die Sedimente der oberen Schicht aus Seesediment größere Mächtigkeiten erreichten, konnten in der Regel Horizontdifferenzierungen beobachtet werden. So bestanden die Profile an solchen Stellen häufig aus den oberen, von Oxidationsmerkmalen geprägten Horizonten mit zumeist Riss- und Polyedergefüge und unteren, fossilen Horizonten mit erhaltenem Kohärentgefüge und Muddencharakter. Dieser äußerte sich in einer dunklen Färbung durch Prozesse der Reduktion und eine deutlich vorhandene Sedimentschichtung, in Form schwarz-brauner Bänderungen. Unterhalb der Seesedimente setzte sich gewöhnlich der fossile Auenboden durch eine zumeist hellere Braun- oder Bleichfärbung und den je nach Höhe von Grundwasserspiegel und Mächtigkeitsverhältnissen vorliegenden Kohärent- oder Subpolyedergefügen ab. Die Mächtigkeiten der Talsperrenböden variierten stark auf relativ engem Raum. Besonders die Lage in der Talsperre, das Relief des Talbodens und lokale Sedimentquellen konnten einen starken Einfluss auf den Ablagerungsumfang der Sedimente ausüben. So nahmen die Mächtigkeiten der Sedimentschichten von der Stauwurzel über mittlere Bereiche bis zur Staumauer grundsätzlich zu. Über kleinen Kuppen des Talbodens waren die Ablagerungen deutlich geringer ausgeprägt als über Depressionen. Die höchsten Mächtigkeiten traten in Hohlformen wie alten, verfüllten Gerinnebetten der Wilden Weißeritz und anderen Nebengewässern oder in Schwemmfächern am Fuße der Talhänge auf. Im Rahmen der Untersuchungen wurde eine maximale Mächtigkeit der limnisch abgelagerten Bodenschicht von 36 cm (P1) festgestellt.

Die limnischen Sedimente wurden typischerweise in ihrer Textur von feinen Kornfraktionen geprägt, an den Randbereichen des Staubeckens konnten in der Umgebung von Schwemmfächern jedoch auch deutlich gröbere, fluviale Sedimente die Kornverteilung dominieren.



Abbildung 6.2.3.2: Semigestörte Aufschlüsse (Entnahme mittels Moorboller) der Profile 1, 2, 3b und 5. Rote Linien = Horizont- oder Schichtgrenzen, Blaue Linien = Höhe des Grundwasserspiegels zum Entnahmezeitpunkt.

Organische Substanz und Textur

Durchschnittliche Anteile der Kornfraktionen und organischen Bestandteile zeigt Tabelle 6.2.3.1. Die relativ geringe Zahl der fFr°Gr-Horizonte ergibt sich dabei aus der Tatsache, dass diese tendenziell nur in mächtigeren Ablagerungen aus Seesediment, also vorzugsweise im vorderen Stauraum, erhalten waren. Die organische Substanz der Substrate variiert innerhalb der obersten Horizonte von 3,1-14,1 Gew.% (rFr°Go-Horizonte). Innerhalb der darunter auftretenden dunklen Seesedimente werden, wo diese noch vorhanden sind, Werte von 11,9-12,7 Gew.% (fFr°Gr-Horizonte) erreicht, während in den fossilen Auenböden der Schicht II meist geringere Anteile von 2,8-11,2 Gew.% auftreten.

Obwohl alle Aufschlüsse grundsätzlich einheitliche Schichtkonstellationen zeigen, bestehen in Einzelfällen erhebliche Körnungsunterschiede zwischen den Profilen. Dies geht besonders aus der Gegebenheit hervor, dass die Seesedimente in der Stauwurzel (Transsekt 3), im Bereich des ehemaligen Gerinnebettes sowie entlang lateraler Schwemmfächer tendenziell über etwas gröbere Texturen verfügen.

Horizont	Textur (Gew.% der kalk- und humusfreien Feinerde)							OS (Gew.%)	n (Horizonte)
	gS	mS	fS	gU	mU	fU	T		
rFr°Go	0,4	2,6	4,4	16,2	30,9	21,1	24,2	12,3	12
fFr°Gr	0,1	0,6	2,1	14,4	31,1	23,7	29,6	12,3	4
II fGor	2,3	17,3	14,4	15,3	14,9	10,8	19,8	8,3	11

Tabelle 6.2.3.1: Medianwerte von Kornfraktionen und organischer Substanz von Mudden aus Seesediment (rFr°Go- und fFr°Gr-Horizonte) und davon überdeckten, fossilen Bodenbereichen (II fGor-Horizonte) aus den verschiedenen Transsekten (als Horizontsymbole wurden die mehrheitlich auftretenden Horizonte auf die Gesamtheit übertragen).

Erhebliche Körnungsunterschiede bestehen grundsätzlich zwischen Talsperrensediment und den darunter lagernden fossilen Bodenhorizonten, während innerhalb der Horizonte aus Seesediment nur geringe Differenzen zu finden sind. Besonders innerhalb der feinen Kornfraktionen (<0,02 mm) zeigen die Seesedimente hohe Anteile, wobei die Gehalte der gesamten Sandfraktion durchschnittlich 10 Gew.% unterschreiten und eine Zunahme gröberer Korngrößen mit Übergang zur Schicht der Auenböden einher geht. Die durchschnittliche Kornverteilung der Schluffe folgt zumeist in der Reihenfolge mU > fU > gU, wobei Grobschluff von durchschnittlich 10,4-20,2 Gew.%, Mittelschluff zwischen 4,9-35,5 Gew.%, Feinschluff von 3,6-27,1 Gew.% und die Tonanteile von 5,4-30,6 Gew.% variieren. Mit dem Übergang in Bereiche der überlagerten Gley- und Auenböden nehmen die Anteile an Sanden auf durchschnittliche Werte von 32-41 Gew.% zu. Überwiegend in der Reihenfolge der prozentualen Anteile gU > mU > fU variiert Grobschluff von durchschnittlichen 8,1-22,5 Gew.%, Mittelschluff von 1,6-32,3 Gew.%, Feinschluff von 3,7-17,1 Gew.% und Ton von 4,4-28,3 Gew.%.

Bodenfeuchte

Die volumetrische Bodenfeuchte verfügt durch standortbedingte Unterschiede von Topographie, Höhe des Grundwasserspiegels und profilinterner Horizontierung über eine grundsätzlich sehr hohe Variationsbreite. Durch ein hohes Wasserhaltevermögen und einen überwiegend geringen Grundwasserflurabstand zeigen die Sedimente trotz des relativ langen Zeitraumes der Sedimentfreilegung auffallend hohe Wassergehalte, was den verbliebenen Muddencharakter der Böden unterstreicht. Aus den Feuchteverhältnissen unterschiedlicher Profiltiefen wird die Einflussnahme der sich neu herausbildenden, horizontspezifischen Eigenschaften ersichtlich. So verzeichnen die dunklen fFr°Gr-Horizonte im Seesediment, trotz der zumeist hohen Grundwasserstände, höhere Wassergehalte als die darunter liegenden fossilen Bodenschichten alter Auenbereiche, was auf deren gröbere Textur und geringere Wasserspeicherkapazitäten zurückzuführen ist. Wo innerhalb der Seesedimente oxidativ und reduktiv geprägte Horizonte unterschieden werden können, zeigen die braunen Bereiche aufgrund der stärkeren atmosphärischen Beeinflussung durchschnittlich geringere Feuchtegehalte als die darunter gelegenen, dunklen und gebänderten Profilabschnitte. Zudem sind die gebänderten fFr°Gr-Horizonte überwiegend in Depressionen des Seebodens erhalten, die durch ihre

natürliche Lage über höhere Feuchtigkeiten verfügen und durch größere Sedimentmächtigkeiten sowie hohe Grundwasserstände die Erhaltung dieser Horizonte begünstigen. Höher gelegene Profile in schwach ausgeprägten Kuppenlagen verzeichnen innerhalb der Seesedimente die geringsten volumetrischen Bodenfeuchten, bei komplettem Fehlen reduktiv geprägter Horizontbereiche (Abb. 6.2.3.2, Profil 2). Hier verfügen die Mudden über die geringsten Mächtigkeiten, sind bereits farblich komplett von Oxidationsvorgängen geprägt und unterlagen durch den vergleichsweise tief liegenden Grundwasserspiegel, Verdunstung und die Bildung von Rissgefügen den stärksten Feuchtigkeitsabnahmen.

Horizont	eL ($\mu\text{S/cm}$)	pH (dest.)	pH (KCL)	Feuchte (Vol.%)	n (Profile)
rFr°Go	289	4,6	4,6	63,8	11
fFr°Gr	800	4,3	4,3	75,0	3
II fGor	99	4,7	4,5	44,1	10

Tabelle 6.2.3.2: Medianwerte von elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, S-Wert und volumetrischer Feuchte auf Basis der Transsektproben.

Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert

Die Medianwerte der elektrischen Leitfähigkeit variieren von 99-800 $\mu\text{S/cm}$ und zeigen in ihren Einzelwerten deutliche Abhängigkeiten von Lage, Horizont und Schicht. Besonders der Wechsel brauner, oxidierender Seesedimente zu den tiefer gelegenen fFr°Gr-Horizonten wird von Zunahmen der Leitfähigkeit gekennzeichnet. Höhere Wassergehalte scheinen sich hier also nicht verdünnend auf die Konzentration basischer Kationen auszuwirken. Stattdessen können Auswaschung und Pflanzenentzug basischer Kationen in den oberen Bereichen sowie die Beeinflussung durch andersartige pH-Verhältnisse und Oxidationsvorgänge als wichtige Einflussgrößen dieser Differenzen herangezogen werden. Mit dem Übergang zu den überlagerten Auenböden gehen relativ deutliche Gehaltsabnahmen der elektrischen Leitfähigkeit einher. Einerseits waren diese über wesentlich längere Zeiträume hinweg natürlichen Auswaschungs- und Entzugsprozessen ausgesetzt, während andererseits mit dem Einstau der Talsperre das Millieu, aus dem die die Leitfähigkeit erhöhenden Salze in Sediment und Boden eingetragen werden konnten, geändert wurde. Gleichzeitig sind die Seesedimente durch ihre feinere Textur deutlich besser zur Bindung kationischer Salze befähigt.

Auch die relativ sauren pH-Verhältnisse lassen horizontspezifische Eigenschaften erkennen. So zeigen die braunen rFr°Go-Horizonte durchschnittliche pH-Werte von 4,6, während mit dem Übergang zu Horizonten aus dunklem, gebändertem Seesediment gewöhnlich Senkungen auf einen durchschnittlichen pH-Wert von 4,3 einher gehen. Hierbei sollte allerdings beachtet werden, dass Differenzen der Mittelwerte durch Oxidationsprozesse während der Lufttrocknung der weitaus feuchteren fFr°Gr-Horizontproben verstärkt werden. Entsprechend fallen beim Betrachten der pH-Werte von Interstitialwässern (Tab. 6.2.3.5) die gegebenen pH-Unterschiede deutlich geringer aus. Mit dem Übergang zu den bedeckten Auenböden finden gewöhnlich erneute Anstiege der pH-Werte statt.

Schwermetallgehalte der Sedimente

Die Sedimente der Talsperre Klingenberg werden durch verhältnismäßig hohe Gehalte an königswasserlöslichem As, Cd, Pb und Zn gekennzeichnet. Als Ursache

hierfür können einerseits die relativ hohen geogenen Schwermetallgehalte der im Einzugsgebiet der Talsperre anstehenden Paragneise angenommen werden (ULRICH et al. 2000, S.29). So zeigen selbst die seit Beginn der 1920er Jahre durch eine steigende Sedimentbedeckung von atmosphärischen Schwermetalleinträgen zunehmend abgeschirmten Substrate der Auenbodenbereiche relativ hohe Schwermetallgehalte. Andererseits spielen sicherlich anthropogene Schwermetalleinträge eine Rolle welche, zusammen mit der feineren Körnung und höheren Anteilen an organischen Substanzen, die deutlich höheren Schadstoffkonzentrationen der Seesedimente erklären.

Die Spannweiten und Medianwerte der in den Profilen festgestellten Schwermetallgehalte sind in Tabelle 6.2.3.3 dargestellt.

Stoff:	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	
<u>Spannweite</u>					
rFr°Go:	40,4 - 135	2,5 - 15,7	20,0 - 27,8	17,6 - 40,4	
fFr°Gr:	103 - 153	8,1 - 14,1	21,2 - 27,6	22,9 - 37,9	
II fGo/fGr:	15,5 - 89,5	0,8 - 5,0	10,0 - 21,5	6,7 - 29,0	
<u>Median:</u>					
rFr°Go:	92,1	10,1	21,7	31,0	
fFr°Gr:	118,7	9,4	24,7	27,4	
II fGo/fGr:	51,1	1,6	17,4	13,6	
Stoff:	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
<u>Spannweite:</u>					
rFr°Go:	13,8 - 37,4	0,24 - 1,4	10,0 - 33,8	88 - 159	129 - 701
fFr°Gr:	30,6 - 40,4	0,28 - 0,71	16,7 - 27,6	134 - 184	356 - 588
II fGo/fGr:	7,8 - 21,9	0,14 - 0,49	7,2 - 23,5	30 - 105	69 - 335
<u>Median:</u>					
rFr°Go:	28,9	0,57	25,5	136	463
fFr°Gr:	33,2	0,63	22,6	158	429
II fGo/fGr:	17,5	0,28	10,0	87	128
<u>I_{geo}-Klasse:</u> rFr°Go = blau, fFr°Gr = rot II fGo/fGr = orange					

Tabelle 6.2.3.3: Spannweiten und Medianwerte königswasserlöslicher Schwermetallgehalte von rFr°Go- (n = 11) und fFr°Gr-Horizonten (n = 3) aus Seesediment und den davon bedeckten II fGo/fGr-Horizonten (n = 10) der TS Klingenberg, sowie I_{geo} der Medianwerte auf Basis der Transsektproben.

Die höchsten Spannweiten der Schwermetallkonzentrationen sind nahezu einheitlich in Bereichen der oxidativ geprägten Horizonte (rFr°Go) aus Seesediment zu finden, was sicherlich durch ihre größere Probenzahl bedingt wird. Während die bedeckten fossilen Bodenbereiche der Schicht II einheitlich über die geringsten Medianwerte der Schwermetallkonzentrationen verfügen und durchweg die Gehalte der oberen Schicht unterschreiten, bestehen innerhalb der Seesedimente deutlich schwächere Differenzen. Mit Ausnahme von Profil 3 werden hier die höchsten Konzentrationen an Cd, Cr, Cu, Ni und Zn innerhalb der oberen Horizontbereiche erreicht, während

maßgeblich As, weniger auch Fe, Mn und Pb innerhalb der unteren fFr°Gr-Horizonte über ihre höchsten Konzentrationen verfügen.

Die I_{geo} -Klassen der Medianwerte bestätigen Schwermetallbelastungen in den Gehalten des As, Cd, Pb und Zn, während im Fall aller anderen Elemente von keinen bestehenden Belastungen (I_{geo} -Klasse 0) ausgegangen werden kann. Gegenüber dem Zn zeigen As, Cd und Pb bereits mäßige Belastungen innerhalb der fossilen Bodenbereiche der Schicht II, was den Einfluss der hohen geogenen Schwermetallgehalte des Einzugsgebietes unterstreicht. Innerhalb der Mudden wird dieser Belastungsgrad jedoch nochmal um 1-2 Klassen übertroffen, so dass besonders im Fall von Cd von einer starken bis übermäßigen Belastung gesprochen werden kann.

6.2.3.2 Schwermetallgehalte der Interstitialwässer

Schwermetallgehalte und Eigenschaften der Interstitialwässer wurden an insgesamt 5 Profilen der Transsekte untersucht. Da aufgrund der geraumen Dauer der Sedimentfreilegung und der deutlichen Ausbildung von Bodenhorizonten Änderungen entscheidender Parameter nur über vergleichsweise längere Zeitspannen zu erwarten waren, wurde auf eine mehrwöchige Datenerhebung verzichtet und die Untersuchung auf eine einmalige Analyse der Interstitialwässer begrenzt. Die Gewinnung der Bodenlösung geschah durch das Einbringen der Probennehmer in gegrabene Profilaufschlüsse (Profile 3a, 3c) oder, an Lokalisationen wo das Graben durch zu hohe Grundwasserspiegel erschwert wurde, in angebohrte PVC-Rohre (Profile 1, 5, 6), die als Bohrkerne in die Sedimente abgeteuft und nach ihrer Entnahme luftdicht verschlossen wurden. Die Lage der bearbeiteten Profile ist Abbildung 6.2.3.1 zu entnehmen.

Eigenschaften untersuchter Profile und Interstitialwässer

Die im Labor ermittelten, grundlegenden Eigenschaften der untersuchten Profile sind in Tabelle 6.2.3.4 aufgelistet. Die Textur dieser Böden gleicht den durchschnittlichen Kornverteilungen der Transsektproben. So werden sie ebenfalls durch Sandgehalte von <10 Gew.% und dominierende Schluff- und Tongehalte mit der Abfolge $mU \geq T \geq fU > gU$ gekennzeichnet. Mit Übergang zu den fossilen Bodenbereichen der Schicht II sind deutliche Zunahmen der Sandfraktionen und abnehmende Anteile an Fein- und Mittelschluff erkennbar. Organische Anteile variieren innerhalb der Seesedimente von 11,2-14,0 Gew.%, während mit fortschreitender Tiefe und dem Übergang zu ehemaligem Auenboden abnehmende Gehalte verzeichnet werden.

Die S-Werte der Profile erreichen maximale Gehalte innerhalb der fFr°Gr-Horizonte aus lagigen Seesedimenten, während mit Übergang zu darüber liegenden, verbraunten Bereichen oder den darunter anstehenden fossilen Horizonten, häufig einhergehend mit Änderungen von pH-Werten, Textur oder Gehalten an organischen Bestandteilen, zumeist deutliche Abnahmen erfolgen.

Durch die relativ hohen Grundwasserspiegel sind durchgehend hohe Feuchtegehalte vorhanden, deren Beträge von 58,9-90,0 Vol.% variieren. Dabei verhält sich die volumetrische Bodenfeuchte recht einheitlich, da sie innerhalb oberer Horizonte mittlere, in mittleren Horizonten höchste und in Schicht II niedrigste Gehalte verzeichnet. Beeinflussungen durch die Höhen des Grundwasserspiegels innerhalb der Profile sind nur teilweise gegeben. Zwar zeigt beispielsweise das unterhalb des Grundwasserspiegels gelegene Profil 5 (Tab. 6.2.3.4) extrem hohe Feuchtigkeiten in allen Profildbereichen, aber auch Profile mit etwas tiefer liegendem Grundwasser (6,

3a) zeigen durch das gute Wasserhaltevermögen ihrer Substrate bis in ihre obersten Horizonte hinein hohe Wassergehalte. Dennoch ist der trockenste Beprobungspunkt (3c) gleichzeitig der mit dem größten Grundwasserflurabstand.

Nr.	Horizont	Tiefe cm	Textur (Gew.% der kalk- und humusfreien Feinerde)							Kürzel	OS (Gew.%)	S-Wert (mmol./kg)	Feuchte (Vol.%)
			gS	mS	fS	gU	mU	fU	T				
1	rFr°Go	0-8	0,0	1,0	8,5	18,4	29,4	21,0	21,7	Ut4	12,8	172	68,2
	fFr°Gr	8-19	0,0	0,2	1,2	13,7	31,6	24,4	28,9	Tu4	12,0	192	85,7
	II faM	22-33	9,8	20,5	14,4	15,3	14,5	9,1	16,5	Sl4	5,9	84	58,9
3a	rFr°Go	0-10	0,3	1,8	1,9	12,7	33,6	22,4	27,4	Tu4	13,3	52	78,3
	fFr°Gr	10-21	0,0	0,4	1,5	13,1	30,7	24,2	30,3	Tu4	11,9	208	86,8
	II fGor	23-40	1,8	13,6	12,2	17,5	15,2	11,5	28,3	Lt2	11,2	203	71,1
3c	rFr°Go	0-12	0,3	1,9	2,9	10,4	30,7	27,1	26,7	Tu4	14,0	92	65,4
	fFr°Gr	12-15	0,1	1,6	2,3	13,6	28,3	24,4	29,6	Tu4	13,0	128	79,2
	II fGo	20-30	2,1	15,7	17,0	18,7	16,2	6,9	23,4	Ls2	9,0	88	61,1
5	rFr°Gr	0-5	0,0	4,8	4,0	16,4	31,2	21,8	21,6	Ut4	12,3	212	85,3
	fFr°Gr	10-18	0,1	0,8	2,6	15,1	32,8	23,5	25,3	Tu4	12,6	n.b	>90
	II fGo	22-28	22,0	41,3	15,7	4,9	5,2	3,8	7,1	Sl2	4,4	n.b	n.b.
6	rFr°Go	0-17	1,0	3,1	4,3	18,4	34,0	19,6	19,6	Ut4	11,2	208	>90
	II fGo	22-52	1,3	6,0	9,6	22,5	22,0	13,6	25,1	Lu	10,4	148	77,2

Tabelle 6.2.3.4: Textur des Feinbodens, organische Substanz, S-Wert und volumetrische Bodenfeuchte der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile.

Die im Labor aus suspendierten Sedimentproben ermittelten Messwerte der elektrischen Leitfähigkeit entsprechen den durchschnittlichen Messergebnissen der Transsektproben, wonach die höchsten Leitfähigkeiten innerhalb der fFr°Gr-Horizonte und die niedrigsten Werte innerhalb fossiler Bodenbereiche der Schicht II erzielt werden (Tab. 6.2.3.5). Die elektrische Leitfähigkeit des Interstitialwassers variiert zwischen 614-1352 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und liegt damit, durch die unter natürlichen Bedingungen längere Reaktionszeit zwischen Wasser und Festphase, in ihren Mittelwerten höher als die zuvor dargestellten Werte der Laboruntersuchungen (37-1014 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Auffällig sind gegenüber den Labormessungen verschieden verlaufende Gradienten: Während die Laborproben eindeutige Abnahmen mit Übergang der Seesedimente zu den anstehenden Auenböden zeigen, verfügen diese in Interstitialwässern häufig über relativ hohe Leitfähigkeiten.

Die pH-Werte der Sedimentproben variieren von pH 4,1-5,6 (dest.) oder pH 4,1-4,9 (KCl) und bestätigen damit relativ saure Verhältnisse innerhalb aller Profiltiefen. Einheitlich zeigen sich die pH-Werte innerhalb der mittigen Horizonte am niedrigsten. Die pH-Werte des Interstitialwassers liegen in Bereichen von pH 4,0-6,0 und übertreffen erwartungsgemäß mehrheitlich die pH-Messwerte der Laboranalysen. Hohe pH-Werte finden sich immer bei niedrigem, niedrige pH-Werte immer unter hohem Redoxpotential. Der Einfluss der Redox- auf die pH-Verhältnisse wird beim Vergleich der Gelände- und Labormessungen sichtbar: So weisen die pH-Werte der Profilbereiche mit niedrigen Redoxverhältnissen immer die größten Abweichungen von den luftgetrockneten Laborproben auf, während die Profilbereiche mit höheren Redoxpotentialen näher an den Labormesswerten liegen. Ließen die gemittelten pH-Werte der Transsektproben (Tab. 6.2.3.2) grundsätzlich niedrigste pH-Werte innerhalb der fFr°Gr-Horizonte vermuten, so zeigt der pH-Wert der Interstitialwässer keine einheitlichen Tiefengradienten, sondern vielmehr eine Abhängigkeit von den

vorherrschenden Redoxbedingungen. Durch die stellenweise relativ geringen pH-Werte kann eine verstärkte Mobilisierung der leicht löslichen Fraktion besonders pH-reaktiver Schwermetalle wie Cd, Zn oder Ni angenommen werden.

Nr.	Horiz.	Tiefe (cm)	eL (μS/cm)	pH (dest.)	pH (KCL)	Tiefe (cm)	eL (μS/cm)	pH	eH (mV)	C°	GWS (cm)	Koordinaten
		Sedimentproben				Interstitialwasser						
1	rFr°Go	0-7,5	473	5,2	4,9	6	614	5,4	466	8,9	- 7	50°54'20.27"N
	fFr°Gr	18-22	267	4,9	4,4	18	616	4,9	501	8,4		13°32'19.57"E
	II raM	25-28	131	5,2	4,4	28	828	4,9	513	7,0		
3a	rFr°Go	0-10	435	4,5	4,6	10	678	5,2	538	9,7	- 20	50°54'19.02"N
	fFr°Gr	10-21	865	4,3	4,3	15	683	5,4	305	8,1		13°32'12.69"E
	II fGor	23-40	116	5,2	4,6	24	1098	5,5	410	7,0		
3c	rF°Go	0-12	512	4,1	4,1	5	597	5,1	n.b.	8,4	> -30	50°54'20.52"N
	fFr°Gr	12-15	n.b.	n.b.	n.b.	16	1269	5,2	410	8,0		13°32'13.29"E
	II fGo	20-30	145	4,4	4,4	25	963	4,0	558	7,2		
5	rFr°Gr	0-5	565	5,6	4,9	6	1280	6,0	326	8,6	+ 5	50°54'20.51"N
	rFr°Gr	10-18	728	5,0	4,6	15	1050	5,9	394	7,8		13°32'8.24"E
	II fGo	22-28	245	5,2	4,7	25	950	5,5	443	7,6		
6	rFr°Go	0-17	234	4,8	4,6	8	1352	5,5	403	9,0	- 24	50°53'56.89"N
	II fGo	17-52	136	4,6	4,3	17	-	5,1	-	-		13°32'43.75"E

Tabelle 6.2.3.5: Elektrische Leitfähigkeit und pH-Werte der Bodenproben (linke Tabellenhälfte), elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Redoxpotential und Temperatur der Interstitialwasser sowie Höhe des Grundwasserspiegels (GWS) in den untersuchten Profilen (rechte Tabellenhälfte).

Die Redoxmessungen zeigen zwischen 305-560 mV gelegene Werte. Dass trotz relativ hohen Wassergehalten und feiner Körnung innerhalb der Seesedimente keine niedrigeren Redoxpotentiale gemessen wurden, kann in oberhalb des Grundwasserspiegels gelegenen Profilbereichen durch den Einfluss der Vegetationsdecke, die Infiltration von Niederschlagswässern und die belüftende Wirkung von Rissgefügen erklärt werden. Diese liegen in den braunen rFr°Go-Horizonten mit vergleichsweise geringen Wassergehalten, beispielsweise in den Profilen 3a und 3c, vor. Zudem wirken die relativ niedrigen, zwischen 7,0-9,7°C liegenden Bodentemperaturen einer Etablierung stärker reduzierender Verhältnisse entgegen, da deren Gegenwart einerseits die Aktivität Sauerstoff verbrauchender Mikroorganismen vermindert und andererseits die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser erhöht (BLIEFERT 1994, S.264; SCHWARTZ et al. 2003a, S.294).

Je nach Höhe des Grundwasserspiegels bestehen zwischen den Redoxverhältnissen der Profile deutliche Unterschiede: Besonders im Fall der Entnahmestellen 1 und 5 reicht der Grundwasserspiegel bis ans Profiltop, weshalb das Redoxpotential Minimalwerte innerhalb der obersten Profilbereiche zeigt. Die etwas niedrigeren Grundwasserstände der weiteren Profile hingegen ermöglichen eine bei fortgeschrittener Trocknung und Gefügebildung verstärkte Durchlüftung der obersten Horizontbereiche. Ein minimales Redoxpotential wird hier daher zumeist innerhalb der darunter gelegenen fFr°Gr-Horizonte erreicht, in denen Kohärentgefüge und höhere Wassergehalte vorliegen. Mit Übergang zu den gröberkörnigen und kälteren Auenböden der Schicht II nimmt das Redoxpotential in allen Profilen wieder zu.

Nach den Stabilitätsfeldern von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (Abb. 2.2) können die Redoxverhältnisse innerhalb der Sedimente zur Reduktion von Fe^{2+} und Mn^{4+} kaum ausreichen, allerdings sollten die niedrigen pH-Werte der Oxidation beider Elemente entgegen wirken. Fe- und Mn-reduzierende Verhältnisse sind durch die hohen gelösten Anteile dieser Elemente in einigen der fFr°Gr-Horizonte offensichtlich (Tab. 6.2.3.7).

Schwermetallgehalte der untersuchten Profile und Interstitialwässer

Die Gehalte königswasserlöslicher Schwermetalle (Tab. 6.2.3.6) zeigen Parallelen zu den Elementkonzentrationen und -verteilungen der Transsektproben. So werden auch hier die profilinternen Maximalgehalte der meisten Elemente innerhalb der obersten Profilbereiche erzielt. Ausnahmen bilden in einigen Fällen As und Pb, sowie Profil 5, wo die Höchstgehalte an Cd, Cr, Cu und Ni in den größeren Tiefen der Seesedimente erreicht werden. Mit Übergang zum Substrat der Schicht II finden nahezu ausnahmslos die zu erwartenden Gehaltsabnahmen statt.

Nr.	Hori- zont	Tiefe (cm)	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
1	rFr°Go	6	76,8	7,11	24,2	30,9	34,6	1,71	25,2	139	421
	fFr°Gr	18	54,3	2,02	22,1	13,3	21,4	0,54	12,1	124	158
	II raM	28	21,7	0,91	20,1	12,7	16,7	0,44	10,8	67,5	115
3a	rFr°Go	10	131	15,7	26,9	40,6	36,0	0,70	33,8	137	701
	fFr°Gr	15	153	10,7	23,3	27,4	32,8	0,60	22,0	153	465
	II fGor	24	90	1,4	16,2	15,4	14,9	0,39	8,8	102	111
3c	rFr°Go	5	92	10,1	21,9	32,6	31,3	0,34	23,2	154	463
	fFr°Gr	16	112	8,1	21,2	22,9	30,6	0,28	16,8	134	357
	II fGo	25	76	2,0	17,4	11,8	19,7	0,34	9,4	108	128
5	rFr°Gr	6	120	12,0	19,7	27,4	29,2	0,76	19,8	133	576
	rFr°Gr	15	92,3	15,0	20,7	31,5	25,6	0,41	22,3	162	675
	II fGo	25	31,6	2,33	10,6	10,6	13,7	0,33	8,69	52,7	123
6	rFr°Go	8	122	11,2	27,6	44,4	42,6	1,21	34,9	183	693
	rFr°Gr	17	123	7,21	25,3	30,3	38,9	0,51	21,5	159	392
	II fGo	24	87,8	3,53	24,3	24,4	20,9	0,38	14,1	201	148

Tabelle 6.2.3.6: Königswasserlösliche Schwermetallgehalte der nach ihren Interstitialwässern untersuchten Profile.

Nr.	Hori- zont	Tiefe (cm)	As (µg/l)	Cd (µg/l)	Cr (µg/l)	Cu (µg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Ni (µg/l)	Pb (µg/l)	Zn (µg/l)
1	rFr°Go	6	14,8	105	1,17	10,9	0,11	0,27	69,7	49,8	1166
	fFr°Gr	18	1,86	3,95	1,06	1,83	0,06	0,30	4,56	2,06	76,5
	II raM	28	0,67	2,46	2,72	29,7	0,81	0,44	6,14	7,46	61,7
3a	rFr°Go	10	2,70	383	2,75	13,5	0,51	22,9	286	30,8	8643
	fFr°Gr	15	52,4	0,11	2,61	1,78	63,6	7,45	1,43	1,71	7,79
	II fGor	25	13,0	4,14	1,51	13,7	4,90	6,06	4,41	4,51	54,9
3c	rFr°Go	5	1,44	243	1,44	24,9	0,08	6,98	159	24,2	5390
	fFr°Gr	16	14,9	1,20	1,04	2,17	29,0	9,99	4,93	0,91	101
	II fGo	25	1,56	26,5	0,92	2,40	0,10	6,27	17,2	18,2	286
5	rFr°Gr	6	48,1	5,40	1,88	1,60	14,0	3,93	6,29	4,61	103
	rFr°Gr	15	33,9	0,19	3,66	3,14	21,1	2,64	3,78	3,57	27,0
	II fGo	25	1,13	4,02	7,09	27,0	0,85	3,16	6,30	4,75	90,1
6	rFr°Go	8	1,14	67,6	1,39	2,44	0,06	5,27	39,8	3,83	1104
	rFr°Gr	17	12,5	6,95	1,65	19,2	1,99	4,99	16,9	4,90	231
	II fGo	24	36,7	1,40	3,15	2,37	1,89	1,75	3,91	3,59	19,6

Tabelle 6.2.3.7: Schwermetallgehalte in Interstitialwässern der untersuchten Profile.

Gehalte der im Interstitialwasser gelösten Schwermetalle sind in Tabelle 6.2.3.7 aufgelistet. Die Spannweiten der verschiedenen Elementkonzentrationen betragen bei As 0,7-52 µg/l, Cd 0,1-383 µg/l, Cr 0,9-3,7 µg/l, Cu 1,6-29,7 µg/l, Fe 0,06-64 µg/l, Mn 0,27-22,9 µg/l, Ni 1,4-286 µg/l, Pb 0,9-50 µg/l und Zn 103-8643 µg/l und zeigen somit im Vergleich mit Aartalsperre (Tab. 6.2.1.8) und TS Driedorf (Tab. 6.2.2.8) besonders in den Fällen von Cd, Ni, Pb und Zn zumeist deutlich höhere Gehalte, während sich die übrigen Elemente in ihren Konzentrationen mehr oder weniger gleichen.

Die Tiefengradienten der einzelnen Elemente zeigen einige Auffälligkeiten und übergreifende Gemeinsamkeiten: Wie erwartet, verzeichnen die königswasserlöslichen Gehalte der Schwermetalle in den Seesedimenten höhere Gehalte als in den darunter liegenden Bodenbereichen der Schicht II. Besonders deutlich trifft dies auf die Gehalte des As, Cd, Fe, Pb und Zn zu, während die Konzentrationszunahmen der anderen Elemente geringer ausfallen. Dabei zeigt die Mehrheit der Elemente auch innerhalb der Seesedimente häufig abwärts gerichtete Konzentrationsabnahmen. Zumindest die Maximalgehalte des königswasserlöslichen Mn, Cd, Ni und Zn werden, übereinstimmend mit den Medianwerten der Transsektproben, immer innerhalb der von Oxidationsprozessen bräunlich gefärbten rFr°Go-Horizonte erreicht, während Minimalgehalte in Bereichen der Auenböden auftreten.

Das Erzielen maximaler Konzentrationen innerhalb der rFr°Go-Horizonte trifft auch auf die gelösten Anteile dieser Elemente zu. Im Gegensatz zu den königswasserlöslichen Gehalten werden hier allerdings innerhalb eines Profils die minimalen Konzentrationen von den Maximalwerten zumeist um ein Vielfaches, häufig sogar um das 100-fache übertroffen. Die Gehaltsanstiege dieser Elemente stimmen also mit denen der Pseudototalgehalte überein, was jedoch die enormen Konzentrationsunterschiede innerhalb der Seesedimente nicht erklären kann. Umgekehrt zeigen gelöstes As, Cu und Fe nahezu keine Übereinstimmungen mit königswasserlöslichen Gehalten, da pH- und Redoxverhältnisse die Mobilisation dieser Elemente stark beeinflussen. Dies lässt der Vergleich der einzelnen Profile annehmen: So werden innerhalb der obersten 10 cm die größten Konzentrationen des gelösten Cd, Ni und Zn in Profilen mit vergleichsweise hohen Redoxpotentialen erreicht. Böden mit höherer Feuchte und geringerem Redoxpotential zeigen hingegen in den gleichen Horizonten (Profil 5, 6) geringere gelöste Gehalte dieser Spurenelemente bei umgekehrt hohen Konzentrationen an gelöstem As und Fe. Zumindest im Fall von Cd und Zn kann angenommen werden, dass nebenher auch die pH-Werte (< pH 6) die Mobilität innerhalb der obersten Horizonte zusätzlich verstärken.

Durch die hohe Empfindlichkeit des Fe und Mn für Redoxänderungen zeigen auch die gelösten Fraktionen dieser Elemente keine Abhängigkeiten von ihren mit steigender Profiltiefe abnehmenden Pseudototalgehalten. Besonders Mn zeigt überwiegend hohe gelöste Anteile, was auf seine hohe Löslichkeit unter den gegebenen pH- und Redoxverhältnissen zurückgeführt werden kann. Innerhalb der Profile 1, 3a und 3c liegen die Maximalgehalte beider Elemente in den gleichen Beprobungstiefen vor, im Falle der extrem durchfeuchteten Profile 5 und 6 zeigt Mn durch seine bessere Löslichkeit seine Höchstwerte in geringeren Tiefen der Seesedimente als Fe. Die gelösten Anteile des Fe beinhalten vergleichsweise stärkere Differenzen. Im Profilvergleich stimmen die höchsten Konzentrationen an gelöstem Fe mit dem Auftreten der niedrigsten Redoxpotentiale überein.

Dem ähnlich zeigt As keine Abhängigkeit von den Höhen seiner königswasserlöslichen Anteile, indem die gelöste Fraktion immer in den von

Oxidationsmerkmalen gekennzeichneten Horizonten oberhalb des Grundwasserspiegels (3a, 3c, 6) am niedrigsten vorliegt, während deutlich höhere Konzentrationen in darunter liegenden Tiefenstufen auftreten. In den nahezu komplett unterhalb des Grundwasserspiegels gelegenen Profilen 1 und 5 zeigt As seine höchsten gelösten Gehalte, hier allerdings ungleich dem Fe, innerhalb der obersten Bereiche. Eine starke Beeinflussung der As-Konzentrationen durch wechselnde Redoxbedingungen ist daher offensichtlich, allerdings besteht kein durchgängiges Einhergehen mit den gelösten Fraktionen des Fe oder Mn.

Cr verfügt sowohl in königswasserlöslicher als auch in gelöster Fraktion über eine relativ geringe Variationsbreite, weshalb anzunehmen ist, dass seine löslichen Anteile nicht maßgeblich von den gegebenen pH- oder Redoxverhältnissen beeinflusst werden. Die vergleichsweise größeren Variationen des Cu und Pb lassen hingegen gewisse Abhängigkeiten von den vorherrschenden Redoxverhältnissen vermuten, worauf ausgeprägte, aber weniger einheitlich verlaufende horizontspezifische Differenzen hinweisen. Deutliche Parallelen zu den gelösten Fraktionen anderer Elemente gehen daher aus den Daten, wahrscheinlich aufgrund der geringen Datenzahl, nicht hervor.

6.2.3.3 Eigenschaften und Schwermetallgehalte des Flusswassers

Die Wilde Weißeritz durchquert das Hauptbecken der TS Klingenberg auf einer Strecke von ca. 3 km Länge. Nahe der Staumauer wurde das Gerinnebett im Rahmen der Bauarbeiten an seinen Rändern befestigt, so dass die in Abbildung 6.2.3.1 sichtbare, nahe des Beprobungspunktes 5 nach der Staubeckenmitte ausgreifende Verzweigung des Gerinnes gekappt wurde und mit sehr geringer Fließgeschwindigkeit in den Sedimenten des Hauptbeckens als wenige dm tiefer Altarm versickerte. Probennahmen des Oberflächenwassers erfolgten zweimalig am 17.3 und 1.4.2011. Dazu wurden an insgesamt 4 Gewässerabschnitten von ca. 50 m Länge an beiden Messtagen insgesamt 4 Proben je Abschnitt entnommen und im Gelände mit Spritzenvorsatzfiltern auf 0,45 µm gefiltert. Die Messwerte der Proben wurden anschließend gemittelt. Die Entnahmestellen umfassen den Einlauf der Wilden Weißeritz in das Staubecken („El“), ihr Gerinne innerhalb des mittleren („Mi“) und des vorderen Staubereiches („St“), den nahezu stehenden Wasserkörper des versumpfenden Altarms („Alt“) sowie das Gerinne flussabwärts der Staumauer („U“) (Abb. 6.2.3.1).

Eigenschaften des Flusswassers

Übergreifende Tendenzen der zwischen 144-158 µS/cm variierenden elektrischen Leitfähigkeit konnten im Längsverlauf des rezenten Gerinnes nicht festgestellt werden. Das Wasser des versumpfenden, teilweise nur noch aus Pfützen bestehenden Altarms enthält, durch einen intensiven Sedimentkontakt und geringere Wassermengen, eine deutlich höhere Leitfähigkeit.

Das arithmetische Mittel der pH-Werte zeigt ausgehend vom Einlauf in die Talsperre eine leichte Abnahme, die sich jedoch nicht durchgehend fortsetzt. Diese leicht sinkenden pH-Werte können durch einen Wechsel von Gerinnefracht und den Substraten der Gewässersohle erklärt werden: Während die Wilde Weißeritz vor dem Durchlaufen des Staubeckens zu großen Anteilen andersartige Substrate überfließt oder als Fracht mit sich führt, werden innerhalb der Staubereiche zunehmend feinere Seesedimente durchquert und aufgearbeitet. Durch den stofflichen Austausch mit

deren Interstitialwässern an Gewässersohle und Uferbereichen kann der pH-Wert des Flusswassers etwas herab gesetzt werden.

Gewässer- abschnitt	eL μS/cm	pH- Wert
Einlauf (EI)	150	7,2
Mitte (Mi)	145	6,4
Vorne (St)	144	6,9
Unterhalb (U)	158	6,7
Altarm (Alt)	393	5,9

Tabelle 6.2.3.8: Arithmetisches Mittel der elektrischen Leitfähigkeit und des pH-Wertes der beprobten Gewässerabschnitte.

Ein ähnlich starker Einfluss von in die Wilde Weißeritz abfließenden Interstitialwässern, wie er in der Frühphase der Talsperrenentleerung in Aartalsperre und TS Driedorf vorgefunden wurde, kann nicht angenommen werden, da die Sedimente durch die lange Dauer ihrer Freilegung zum Zeitpunkt der Beprobung bereits deutlich zusammengesackt vorlagen. Entsprechend sollten die nach der Entleerung nicht in den Porenräumen haltbaren Wassermassen zu großen Anteilen bereits zu einem früheren Zeitpunkt ins Gerinne der Wilden Weißeritz abgeflossen sein.

Die deutlich niedrigeren pH-Werte des Altarmwassers bestätigen den durch geringes Wasservolumen und langsame Fließgeschwindigkeiten begünstigten Kontakt und Stoffaustausch mit Seesedimenten und Interstitialwässern, worauf auch Präzipitate mit deutlicher Rotfärbung innerhalb dieses Gewässerabschnittes hinweisen.

Schwermetallgehalte des Flusswassers

Die im Wasser der Wilden Weißeritz vorgefundenen, durchschnittlichen Gehalte gelöster Schwermetalle sind in Tabelle 6.3.9 dargestellt.

Stoff:	As (μg/l)	Cd (μg/l)	Cr (μg/l)	Cu (μg/l)	Fe (mg/l)
<u>Arithmetisches Mittel</u>					
Einlauf (EI):	1,47	0,35	0,62	1,33	0,10
Mitte (Mi):	1,79	0,90	0,61	0,98	0,14
Vorne (St):	1,64	0,38	0,82	1,06	0,13
Unterhalb (U):	1,42	0,37	0,89	1,42	0,11
Altarm:	0,63	7,22	0,58	0,60	0,04
Stoff:	Mn (mg/l)	Ni (μg/l)	Pb (μg/l)	Zn (μg/l)	
<u>Arithmetisches Mittel</u>					
Einlauf (EI):	0,02	1,29	0,46	11,8	
Mitte (Mi):	0,28	1,76	0,34	21,4	
Vorne (St):	0,10	1,33	0,49	11,9	
Unterhalb (U):	0,11	1,64	0,23	9,5	
Altarm:	9,55	5,65	0,25	146	

Tabelle 6.2.3.9: Arithmetisches Mittel der Gehalte gelöster Schwermetalle (< 0,45 μm) im Gewässer der Wilden Weißeritz (n = 11).

Mit der Ausnahme des gelösten Pb zeigen alle analysierten Schwermetalle entlang des Gewässers, ausgehend von der Stauwurzel („EI“), durchschnittlich steigende Gehalte mit zunehmendem Vordringen ins Staubecken. Allerdings sind diese

Zunahmen nicht durchgängig ausgeprägt, so dass die höchsten Gehalte innerhalb des mittleren („Mi“) oder vorderen („St“) Staupraumes erreicht werden. Einige 100 m flussabwärts der Staumauer („U“) hingegen werden zumeist abnehmende Werte verzeichnet, die teilweise sogar die Ausgangswerte des Stauwurzelbereiches unterschreiten. Lediglich gelöstes Cd, Zn und besonders Mn zeigen an einzelnen Messpunkten größere Zunahmen ihrer Ausgangswerte, während die Konzentrationsanstiege der anderen Elemente nur überaus gering ausgeprägt sind, so dass in Kombination mit der relativ geringen Probenzahl nicht von deutlichen Zunahmen gesprochen werden kann. Immerhin reichen die Gehaltsanstiege im Fall des gelösten Cd aus, dass die in den Umweltqualitätsnormen (EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2008; vgl. Anhang V, Tab.1) festgehaltene zulässige Höchstkonzentration innerhalb des mittleren Staupraumes überschritten wird, flussauf- und flussabwärts wird der entsprechende Grenzwert jedoch eingehalten.

Die relativ geringen Konzentrationsänderungen der meisten Elemente im Längsverlauf der Wilden Weißeritz, das Fehlen von Präzipitaten und Dränagespuren und die niedrigeren Feuchtegehalte der Sedimente lassen grundsätzlich geringe Anteile an Drainagewasser im Oberflächenwasser annehmen. Wie im Falle des pH-Wertes kann als Ursache der Konzentrationsänderungen der Substratwechsel innerhalb des Gerinnebettes herangezogen werden, wodurch mit dem Eindringen der Wilden Weißeritz in das Staubecken von einer geänderten stofflichen Beeinflussung durch Austauschprozesse mit Interstitialbereichen der Gewässersohle und -ränder gerechnet werden muss. Gegebenfalls könnte der Zuzug von Grundwässern eine zusätzliche Komponente darstellen, da grundsätzlich eine Zunahme des Grundwasserzustroms in Richtung der Sedimentoberfläche durch den fehlenden hydrostatischen Druck der herunter gefahrenen Wassersäule begünstigt wird (ULRICH 1998, S.95).

In dem abflusslosen Altarm der Wilden Weißeritz herrschen im Fall einiger Elemente deutlich andersartige Gehalte vor als in den anderen Bereichen des Gerinnes. Vor allem gelöstes Cd, Mn, Ni und Zn zeigen deutlich höhere Konzentrationen als in den anderen Oberflächenwässern, während umgekehrt As, Fe, weniger auch Cu deutlich geringere Gehalte vorweisen und Cr sowie Pb in ihren Konzentrationen weitgehend gleich bleiben. Vergleicht man diese Konzentrationen mit den Schwermetallgehalten der Interstitialwässer, fällt auf, dass im nahezu stehenden Altarmwasser und in oxidierenden Mudden (rFr°Go-Horizonte) ähnliche Elemente hohe oder niedrige Konzentrationen erzielen. Die geochemische Beschaffenheit der Interstitialbereiche scheint sich hier überwiegend durch Diffusionsprozesse (BORCHARDT et al. 2001, S.6) in die sie bedeckende Wassersäule zu übertragen, wobei ähnliche Mobilisierungs- und Sorptionsvorgänge ablaufen wie in den obersten Sedimentbereichen. Die hohen Konzentrationen an Cd, Mn, Ni und Zn können entsprechend durch die pH-Werte des Altarmwassers und die vorherrschenden Redoxverhältnisse erklärt werden. So begünstigt der pH-Wert von 5,9 die Mobilisierung des Cd, Ni und Zn aus den Seesedimenten. Gleichzeitig sollten oxidierende Redoxverhältnisse in Interstitialwässern der oberen Sedimentpartien und entlang der Grenzfläche von Sediment und Wasserkörper die Mobilität des Cd und Zn vergrößern (ALLOWAY & AYRES 1996, S.179).

6.2.4 Diskussion

Im Falle der untersuchten Talsperren wurden als Folge der variierenden Wasserstände teilweise deutliche Änderungen der Elementzusammensetzungen von Interstitialwässern und abfließenden Oberflächenwässern beobachtet. Konzentrationsänderungen in der Bodenlösung gehen aus dem Einfluss der vorherrschenden pH-Werte, Redoxbedingungen, Gesamtgehalte und Bindungspräferenzen des jeweiligen Schwermetalls hervor. Eine weitere Einflussgröße stellt die Dauer einer Sedimentfreilegung dar: So stimmen die geringsten Mobilitätsänderungen innerhalb der Aartalsperre mit der kürzesten Erhebungsphase nach der erfolgten Entleerung überein. In Sedimenten der TS Driedorf wurden hingegen im Rahmen einer längeren Untersuchungsdauer vergleichsweise größere Konzentrationsänderungen festgestellt. In den am längsten freigelegten Profilen der TS-Klingenberg wurde letztendlich eine deutliche Differenzierung von Horizontmerkmalen und gelösten Schwermetallgehalten innerhalb der Sedimente sichtbar.

Variierende Schwermetallkonzentrationen in den die Staubecken durchquerenden Fließgewässern können, zumindest in der Frühphase der Sedimentfreilegung, durch abfließende Interstitialwässer hervorgerufen werden. Dies zeigt sich im Rahmen der Untersuchungen durch Änderungen von pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit und sprunghaft steigende, erst nach mehreren Wochen wieder sinkende, Elementkonzentrationen in Wässern von Aar- und Rehbach. Dabei werden Schwermetalle aufgrund unterschiedlicher Löslichkeiten und Sorptionspräferenzen verschieden stark in ihrer gelösten Form freigesetzt und verfrachtet. Ähnliche Konzentrationszunahmen in Fließgewässern beobachteten MERLE et al. (1994, S.436) und ULRICH (1998, S.94) in Form zunehmender Gehalte des gelösten Fe und Mn gegen Ende des Abbaus verschiedener Talsperren.

Im Falle der Wilden Weißeritz konnte, durch die vergleichsweise deutlich fortgeschrittene Sackung und Feuchtigkeitsreduzierung der freigelegten Talsperrensedimente, kein Einfluss schlagartig abfließender Interstitialwässer mehr nachgewiesen werden. Gegenüber der Frühphase einer Staukörperentleerung zeigte sich hier allerdings eine Zunahme des gelösten Mn im Flusswasser. Entsprechend erfolgten stoffliche Austauschprozesse zwischen Sediment und Fließgewässer bei fortschreitendem Durchdringen des Staubeckens. Das Einsetzen eines solchen Stoffaustausches kann mit dem Abschluss der Talsperrenentleerung angenommen werden, da mit dem Eintritt der Wilden Weißeritz in die entleerten Staubereiche ein Wechsel der Sohl- und Ufersubstrate einsetzt, wodurch Änderungen der Rauheit der Gewässersohle (TRÄBING et al. 2001, S.22), der Sohlmorphologie oder der Gewässergrundrissform ermöglicht werden. Hierdurch kann der Austausch von Interstitial- und Flusswässern beeinflusst werden. Besonders die durch das Ausgreifen des Gewässers entstehenden kleinräumigen Änderungen des Wasserspiegels im Flussverlauf, aber auch die Bildung von Mäandern oder Verzweigungen können durch eine Verstärkung lateraler Strömungsbewegungen den stofflichen Austausch von Fluss- und Interstitialwasser verstärken (TRÄBING et al. 2001, S.21; SAENGER 2001, S.11). Der Umfang des Stoffaustausches wird anschließend von den gegebenen Eigenschaften der Fluss- und Interstitialwässer bestimmt.

Elementspezifisches Verhalten

Differenzen zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten werden beim Vergleich der durchschnittlichen Elementgehalte von Oberflächen- und Interstitialwässern sichtbar (Tab. 6.2.4.1). Bei der Interpretation der Mittelwerte sollte beachtet werden, dass besonders zwischen einzelnen Horizonten der Klingenberger Sedimente starke Differenzen bestehen, was deren Vergleichbarkeit etwas beeinträchtigt

	Aartalsperre		TS Driedorf		TS Klingenberg		Wilde Weißeritz
	IW	OW	IW	OW	IW	OW ¹	OW
As (µg/l)	24,1	1,57	0,83	0,21	12,5	1,67	2,6
Cd (µg/l)	0,02	0,01	0,05	0,03	4,14	0,63	0,24
Cr (µg/l)	1,55	0,80	1,40	1,19	1,65	0,78	<0,5*
Cu (µg/l)	3,72	2,25	8,02	5,82	3,14	1,01	1,8
Fe (mg/l)	22,3	0,23	9,51	0,48	0,85	0,13	-
Mn (mg/l)	6,38	0,39	1,60	0,16	4,99	0,19	0,003
Ni (µg/l)	1,9	1,28	4,65	3,84	6,29	1,50	1,1
Pb (µg/l)	0,73	0,50	1,82	2,92	4,61	0,41	0,17
Zn (µg/l)	52,3	10,1	1027	12,7	101	15,7	7,5
n (Proben)	36	13	11	16	10	7*	-
Referenz	Eigene Daten						GREIF & KLEMM (2009, S.57ff)

Tabelle 6.2.4.1: Medianwerte von Interstitial- (IW) und Oberflächenwässern (OW) der Untersuchungsgebiete.

* = Medianwerte statistisch nicht gesichert da $n < 10$.

¹ = Medianwerte des Oberflächenwassers wurden nur aus innerhalb des Hauptbeckens gelegenen Probennahmestellen berechnet.

Interstitialwasser

Differenzen in den gelösten Schwermetallfraktionen, sowohl zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten als auch den verschiedenen Horizonten einer Sedimentschicht, lassen eine starke Beeinflussung der Schwermetalllöslichkeit von gegenwärtigen pH- und Redoxbedingungen annehmen.

Die Einflussnahme des pH-Wertes sollte besonders in Interstitialwässern der TS Klingenberg eine besondere Rolle spielen, deren durchschnittlicher pH-Wert von 5,4 in oxidierenden Bereichen theoretisch die Mobilität des Cd, Zn und Ni (vgl. Tab. 2.3) vergrößert. Durch die geringen pH-Werte wird zudem die Retentionsfähigkeit der Sedimente für die untersuchten Schwermetalle vermindert, was sich dort in vergleichsweise geringen S-Werten ausdrückt. Interstitialwässer von Aartalsperre (pH 6,9) und TS Driedorf (pH 7,2) zeigen deutlich höhere mittlere pH-Werte, eine verstärkte Mobilisation von Schwermetallen sollte hieraus nicht hervorgehen.

Der Einfluss des Redoxpotentials kann anhand der redoxsensitiven Elemente Fe und Mn eingeschätzt werden. Beim Vergleich der Arbeitsgebiete zeigt Fe aufgrund verschiedenartiger Redoxverhältnisse deutliche Unterschiede je nach Altersstadium des freigelegten Sediments, da die durchschnittlichen Gehalte seiner gelösten Fraktion mit fortschreitender Freilegungsdauer in der Reihenfolge Aartalsee > Driedorf > Klingenberg abnehmen (Tab. 6.2.4.1). In Sedimentbereichen der TS Klingenberg, wo bereits eine Horizontdifferenzierung stattfinden konnte, wird die Wirkung der Redoxverhältnisse weiterhin durch starke vertikale Differenzen des gelösten Fe sichtbar (Kap. 6.2.3.2).

Gelöstes Mn verfolgt diese Entwicklung aufgrund seiner besseren Löslichkeit weniger deutlich, da sich hierauf leichte Differenzen von pH-Wert oder Redoxpotential

zwischen den Untersuchungsgebieten weniger stark auswirken. Dennoch werden die größten durchschnittlichen Konzentrationen an gelöstem Mn in den „frischen“ Sedimenten der Aartalsperre erzielt, während in Driedorf bereits zu Beginn der Messungen bei etwas höheren pH- und Redoxverhältnissen deutlich geringere Mn-Konzentrationen in den Interstitialwässern festgestellt wurden. Hierbei sollte allerdings berücksichtigt werden, dass die mittleren Pseudototalgehalte der TS Driedorf (0,61 g/kg) die der Aartalsperre (0,91 g/kg) um ein Drittel unterschreiten, zudem sollten die feinere Textur und ein niedrigeres Redoxpotential die Mn-Freisetzung in Sedimenten der Aartalsperre begünstigen. In Klingenberg wiederum wirken niedrige pH-Verhältnisse der Festlegung des Mn selbst in oberen Sedimentbereichen entgegen, weshalb hier ein ähnlich hoher Mittelwert an gelöstem Mn erzielt wird wie in Porenwässern der Aartalsperre. Durch seine grundsätzlich gute Löslichkeit unter den vorherrschenden Redox- und pH-Verhältnissen zeigt Mn gegenüber dem gelösten Fe vergleichsweise geringere Variationen zwischen verschiedenen Sedimenttiefen.

Da die (hydr-)oxidischen Verbindungen des Fe und Mn als wichtige Sorbenten einiger Spurenelemente fungieren, gehen mit den Variationen ihrer gelösten Anteile auch Konzentrationsänderungen weiterer Elemente einher. So zeigen die Interstitialwässer der Aartalsperre, durch ihre relativ kurze Freilegungsdauer, neben gelöstem Fe und Mn auch die durchschnittlich höchsten Konzentrationen an gelöstem As. Dies entsteht, da als Folge der (noch) stärker reduzierenden Verhältnisse geogenes oder sorbiertes As durch die reduktive Lösung (hydr-)oxidischer Fe- und Mn-Verbindungen mobilisiert wird (BORCH et al. 2010, S.17), während selbige (Hydr-)Oxide gleichzeitig in deutlich vermindertem Umfang als Sorbenten zur Verfügung stehen. Die besonders geringen gelösten As-Konzentrationen in Driedorf erklären sich aus geringeren Anteilen an königswasserlöslichem As und den, aus einem höheren Redoxpotential hervor gehenden, geringeren Mengenanteilen des gelösten Fe an seinen Pseudototalgehalten. Dass gelöste As-Gehalte in Klingenberg immerhin noch die Hälfte der Konzentrationen des Aartalsees erreichen, ist vermutlich auf die Belastung der Substrate durch As und dessen hohe Gehalte in reduzierend verbliebenen Sedimentbereichen zurückzuführen.

Deutlich andersartige Konzentrationsverhältnisse zeigt gelöstes Cd. So erreicht dieses Spurenelement in Interstitialwässern von Aartalsperre und TS Driedorf sehr geringe gelöste Anteile, wofür die Kombination aus sehr geringen königswasserlöslichen Gehalten und pH-Werten >6,5 als Erklärung herangezogen werden kann. Die gelösten Gehalte der TS Klingenberg übertreffen die der anderen Talsperren durch geringere pH-Werte und höhere Gesamtgehalte um mehr als das 100-fache. Da Cd in Klingenberg besonders in Sedimentbereichen mit hohem Redoxpotential hohe Gehalte erzielt, in Driedorf mit fortschreitender Zeit zunehmende Gehalte des gelösten Cd sichtbar werden und ein Konzentrationsanstieg in Interstitialwässern der Aartalsperre zum Ende der Messperiode zumindest vermutet werden kann, können steigende Cd-Gehalte, in Übereinstimmung mit Laborversuchen von SAEKI et al. (1993, S.1248), als Alterungserscheinung der Sedimentfreilegung betrachtet werden.

Relativ geringe Unterschiede zwischen den Arbeitsgebieten zeigt Cr, dessen Medianwerte in Interstitialwässern die NOEC-Werte für Oberflächengewässer (Anhang V, Tab.6) nicht überschreiten und somit als sehr gering eingestuft werden müssen. Trotz unterschiedlicher königswasserlöslicher Konzentrationen zeigt die gelöste Fraktion des Cr nur geringe zeitliche und tiefenspezifische Variationen im Falle aller drei Talsperren. Gelöstes Cr kann daher, in Übereinstimmung mit seinem

Verhalten in Auenbereichen der Lahn, unter seinen vorliegenden Konzentrationsverhältnissen als relativ unbeeinflusst von den verschiedenen Wasserstandsänderungen betrachtet werden. Wahrscheinlich beruht diese geringe Mobilisationsbereitschaft auf seinem komplexen Bindungsverhalten (vgl. Kap. 2.3.1). Gelöstes Cu zeigt ebenfalls insgesamt relativ geringe Konzentrationen und keine größeren Differenzen zwischen einzelnen Arbeitsgebieten in seinen Medianwerten. Wie auch Cr lässt es nach dem Entleeren von Aartalsee und dem Staubecken Driedorf keine größeren Variationen innerhalb der Interstitialwässer erkennen. Allerdings kann das Einsetzen einer redoxbedingten Freisetzung während zunehmender Freilegungsdauer der Sedimente zumindest vermutet werden, da in Sedimenten der TS Klingenberg horizontspezifische Unterschiede durch hohe gelöste Anteile in oxidierten Sedimentbereichen vorliegen, die hier allerdings deutlich weniger stark ausgeprägt sind als die des Cd, Ni oder Zn. Dies erklärt sich aus der hohen Bindungsstärke der sulfidischen Verbindungen des Cu (CALMANO et al. 1992, S.256; KELDERMANN & OSMAN 2007, S.4258), der vergleichsweise geringeren Löslichkeit unter niedrigen pH-Bedingungen (Tab. 2.3) und seiner guten Sorption durch organische Verbindungen (HILLER & BRÜMMER 1997, S.52), wodurch eine vergleichsweise geringere Abhängigkeit vom redoxbedingten Verhalten (hydr-) oxidischer Sorbenten gegeben ist.

Gelöstes Ni zeigt in Aartalsperre und TS Driedorf relativ ähnliche Gehalte, während in Interstitialwässern der TS Klingenberg weitaus höhere Konzentrationen erreicht werden. Dies ist in Klingenberg allerdings auf die oxidierenden Profilbereiche beschränkt, während in von Reduktionsprozessen gekennzeichneten (fFr°Gr-) Horizonten, wahrscheinlich durch eine sulfidische Festlegung des Ni, ebenfalls niedrige Gehalte erzielt werden. Die Freisetzung in oberen Sedimentbereichen der TS Klingenberg erklärt sich aus dem Zerfall sulfidischer Verbindungen und gleichzeitig mobilisierend wirkenden pH-Werten (Tab. 2.3). Die gleichsam einsetzende Neubildung (hydr-)oxidischer Fe-Verbindungen scheint hierbei der Mobilisation des Ni wenig entgegen zu wirken. Möglicherweise sind die vorherrschenden pH-Verhältnisse der letztendlich gewichtigere Faktor zur Freisetzung des Ni. Andererseits könnte die aufgrund der niedrigen pH-Werte unterbundene Bildung (hydr-)oxidischer Mn-Verbindungen ebenfalls die Mobilität des gelösten Ni vergrößern, was das in Auenbereichen der Lahn festgestellte Zusammenspiel dieser beiden Elemente (vgl. Kap. 2.1.2) vermuten lässt.

Die Medianwerte des gelösten Pb steigen leicht mit zunehmender Freilegungszeit der Talsperrensedimente (Tab. 6.2.4.1). Allerdings sind Gehaltsanstiege in Sedimenten der Aartalsperre nur zum Ende der Messperiode zu erkennen und in Driedorf auf die unteren Sedimentbereiche beschränkt. Obwohl die TS Klingenberg als deutlich mit Pb belastet angesehen werden muss, sind horizontspezifische Differenzen nur relativ moderat ausgebildet. Diese verhältnismäßig niedrige und langsame Freisetzung an gelöstem Pb lässt sich in der Frühphase der Talsperrenentleerung durch die vergleichsweise hohe Stabilität seiner sulfidischen und organischen Verbindungen CALMANO (1992, S. 256) erklären, im Spätstadium unter zunehmend oxischen Bedingungen durch seine vergleichsweise hohe Bindungsstärke (OPP 1999, S.240) und eine relativ geringe Beeinflussung durch die vorgefundenen pH-Werte (BUYX et al. 2000, S.27).

Gelöstes Zn lässt in Interstitialwässern der Aartalsperre relativ gleichbleibende Konzentrationen erkennen. Da Zn unter stark reduzierenden Bedingungen gewöhnlich in großem Umfang durch sulfidische, gegebenenfalls auch organische Verbindungen festgelegt wird (GAMBRELL et al. 1980, S.435), erklärt sich dessen geringe Reaktionsfreudigkeit aus dem vergleichsweise kurzen Atmosphärenkontakt

und der feinen Textur der Sedimente, in denen bis zum Ende der Erhebungsphase ein niedriges Redoxpotential verbleiben konnte. Mittelwerte des gelösten Zn in Bereichen der Aartalsperre liegen entsprechend deutlich unter denen der anderen Untersuchungsgebiete. In Driedorf erfährt Zn eine deutliche Freisetzung während fortschreitender Freilegungszeit, was mit Beobachtungen von ULRICH (1998, S.88) übereinstimmt. Da in Driedorf die Interstitialwässer pH 6 nicht unterschreiten, sollte diese Zunahme besonders auf redoxbedingten Bindungsänderungen beruhen. Dies wird untermauert durch die Tatsache, dass sulfidische Zn-Verbindungen gegenüber Sulfiden des Cd, Cu oder Pb eine deutlich geringere Stabilität besitzen (CALMANO et al. 1992, S.256) und entsprechend besser in die gelöste Phase überführt werden. Die gröbere Textur gegenüber den Sedimenten der Aartalsperre sollte zudem ein schnelleres Einsetzen steigender Redoxverhältnisse begünstigen. In den hohen Zn-Konzentrationen bei den oberen Horizonten der TS Klingenberg setzt sich diese Entwicklung konsequent fort, wobei die Freisetzung des Zn durch die niedrigen pH-Werte vermutlich verstärkt wird.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die *in situ* erfassten Mobilitätsänderungen der untersuchten Elemente mit den Ergebnissen zahlreicher sequenzieller Extraktionen übereinstimmen, die in Laborversuchen an langsam oxidierenden fluvialen oder limnischen Sedimenten vorgenommen wurden: So gleicht die deutliche Mobilisierung des Cd, Mn, Zn, weniger auch des Ni, sowie die dazu vergleichsweise geringe Reaktionsfreudigkeit des Cr, Cu, Pb den Ergebnissen von GAMBRELL et al. (1991, S.362), LEGRET (1993, S.164), SAEKI et al. (1993, S.1249), BUYKX et al. (2000, S.26) und KELDERMANN & OSMAN (2007, S.4258ff.). Trotz verschieden starker Gesamtbelastungen und Sedimenteigenschaften kann also mit einer grundsätzlichen Mobilisierung des Cd und Zn, je nach pH-Wert auch des Mn und Ni, in Interstitialwässern nach der Entleerung von Staubecken gerechnet werden. Diese Konzentrationszunahmen sollten allerdings, aufgrund des normalerweise hohen Wasserhaltevermögens feiner Seesedimente und dem dadurch sehr langsamen Einsetzen von Durchfeuchtungsänderungen, vergleichsweise langsam einsetzen. Die anderen untersuchten Elemente hingegen erfahren mehr oder weniger unabhängig von ihren Pseudototalgehalten nur geringe Freisetzungen in die gelöste Phase und werden wahrscheinlich nur unter extremen Bedingungen in ähnlich großen Anteilen freigesetzt.

Oberflächenwasser

Variierende Elementgehalte in abfließenden Oberflächengewässern konnten in allen Arbeitsgebieten eindeutig nachgewiesen werden. Dabei fanden besonders während der anfänglichen Sedimentfreilegung deutliche Gehaltszunahmen zahlreicher Schwermetalle im Oberflächenwasser durch abfließende Interstitialwässer statt, wie es bei der Aartalsperre oder der TS Driedorf ersichtlich wurde.

Gelöstes As gelangt hierbei nur in sehr geringen Anteilen seiner in Interstitialwässern festgestellten Konzentrationen in die abfließenden Oberflächenwässer. So waren, wie der Vergleich mit Angaben von SMEDLEY & KINNIGURGH (2002, S.522ff) zeigt, in Aar- und Rehbach nur relativ geringe As-Konzentrationen sichtbar, die weiterhin im Längsverlauf dieser Gewässer deutliche Gehaltsabnahmen erfuhren (Abb. 6.2.1.7; 6.2.2.4). Durch die gute Sorption des gelösten As unter oxischen Bedingungen waren also, trotz teilweise hoher Konzentrationen in Interstitialwässern, insgesamt keine überdurchschnittlichen Konzentrationen innerhalb der Flusswässer nach den Speicherentleerungen vorzufinden. Ein Anstieg der partikulär transportierten As-Mengen muss jedoch angenommen werden.

Auffallend starke Unterschiede zwischen den untersuchten Oberflächengewässern bestehen in den Konzentrationen des gelösten Cd, die in Bereichen der Aartalsperre und TS Driedorf trotz relativ starker Gehaltsanstiege als Folge der Staubeckenentleerungen die Konzentrationen der Wilden Weißeritz weit unterschreiten. Das Verbleiben vergleichsweise geringer Konzentrationen in Aar- und Rehbach beruht entsprechend auf den äußerst geringen Gesamtkonzentrationen des Cd in den Substraten der Staubecken. Für Bereiche der Aartalsperre ging allerdings aus dem Vergleich von Interstitial- und Oberflächenwässern eine anteilmäßig relativ hohe Freisetzung des gelösten Cd hervor. Im Fall der Wilden Weißeritz zeigt der Vergleich mit den bestehenden Daten von GREIF & KLEMM (2009, S.57ff.), dass deren Wässer bereits natürlicherweise über relativ hohe Cd-Gehalte verfügen. Die eigenen Messungen übertreffen diese externen Messwerte sichtbar. Einerseits entstehen Anteile dieser Differenzen sicherlich durch die Probennahmen an verschiedenen Lokalisationen oder die Durchführung der Messungen an unterschiedlichen Messgeräten. Andererseits besteht theoretisch die Möglichkeit, dass Anteile der in Klingenberg gemessenen Konzentrationen auf dem stofflichen Austausch mit Interstitialwässern in Bereichen des Staubeckens beruhen. Hierauf weist die Konzentrationsspitze des Cd in der Mitte des Staubeckens (Tab. 6.2.3.9) hin. Da in Staumauernähe jedoch wieder die Ausgangswerte des einfließenden Wassers der Weißeritz gemessen wurden, bleibt die Rolle der Talsperrensedimente als Cd-Quelle für das Gewässer der Wilden Weißeritz relativ unbedeutend.

Die Schwermetallkonzentrationen an gelöstem Cr und Cu zeigen innerhalb der Fließgewässer vergleichsweise geringe Medianwerte. Dies ist nicht überraschend, da für beide Elemente schon innerhalb aller Interstitialwässer relativ niedrige Konzentrationen und Gehaltsvariationen vorlagen. Grundsätzlich werden in Aar- und Rehbach ähnliche Konzentrationen und Gehaltszunahmen beider Elemente nach der erfolgten Sedimentfreilegung sichtbar. Aufgrund der insgesamt geringen Pseudototalgehalte und niedrigen Konzentrationen in Interstitialwässern fallen diese Gehaltszunahmen allerdings relativ geringfügig aus. Zu beachten ist allerdings, dass sowohl für Cr als auch für Cu eine anteilmäßig hohe Freisetzung in Wässern der Aartalsperre festgestellt wurde.

Die Gehalte des gelösten Fe zeigen den höchsten Medianwert in Bereichen des Rehbaches, in der Wilden Weißeritz treten hingegen die niedrigsten mittleren Fe-Konzentrationen auf. Die insgesamt moderaten Konzentrationen an gelöstem Fe, trotz teilweise hohen Gehalten in Interstitialwässern, erklären sich aus seiner guten Oxidierbarkeit des Fe. So sollten die Interstitialwässer unter den gegebenen pH-Bedingungen bereits mit dem Ausfließen aus den Seesedimenten unter der Bildung von Präzipitaten oder partikulär in der Wassersäule transportierten (Hydr-)Oxiden bereits erhebliche Anteilsverluste verbuchen (ALLOWAY & AYRES 1996, S.279). Dennoch steigende Gehalte in Aar- und Rehbach gehen aus den grundsätzlich hohen Gehalten des gelösten Fe in Interstitialwässern hervor. Dabei muss angenommen werden, dass möglicherweise auch in der Fraktion $<0,45\ \mu\text{m}$ gewisse partikuläre oder komplexierte Anteile von Fe-Verbindungen (BRANDORFF & MASCH 1997, S.3) mit erfasst wurden.

Bei der Freisetzung des gelösten Mn in abfließende Oberflächengewässer bestehen zwischen allen Untersuchungsgebieten erhebliche Differenzen. So erreicht es im Aarbach besonders unterhalb der Staumauer deutlich höhere Konzentrationen als in den Fließgewässern der anderen Talsperren. Zudem scheint hier seine Freisetzung deutlich länger zu erfolgen als im Rehbach, wo bereits nach der ersten Woche der Entleerung wieder teilweise abnehmende Konzentrationen festgestellt wurden. Diese geringere Mn-Freisetzung in Driedorf lässt sich durch die deutlich geringeren Mn-

Gehalte dortiger Interstitialwässer erklären, welche in ihren Medianwerten die der Aartalsperre um das 4-fache unterschreiten (Tab. 6.2.4.1). Im Gewässer des Rehbaches bestehen keine deutlichen Differenzen zwischen den unterschiedlich zum Stausee entfernten Messstellen, was wiederum die gute Löslichkeit des Mn bestätigt.

Wie erwähnt zeigt sich in Klingenberg der Einfluss auf das die Talsperre durchdringende Gewässer durch die Vergrößerung der Mn-Konzentrationen im Längsverlauf der Wilden Weißeritz und im Vergleich mit den Daten von GREIF & KLEMM (Tab. 6.2.4.1). Die erhöhten Mn-Gehalte sind nur durch den stofflichen Austausch zwischen Oberflächen- und Interstitialwässern zu erklären, die trotz einer sehr langen Freilegungsdauer durch niedrige pH-Werte hohe Konzentrationen an gelöstem Mn in allen untersuchten Tiefenstufen vorwies (Tab. 6.2.3.7). Zwar sollten große Anteile des gelösten Mn im Bereich der Interstitialwässer verbleiben, da mit der Entleerung auch der Kontakt zum Fließgewässer zunehmend verringert wurde. In dem Gerinne nahe gelegenen Interstitialbereichen hingegen sollte dieser Stoffaustausch nach wie vor bestehen bleiben. Ein Mn-Austrag kann unter den gegebenen pH-Verhältnissen bereits für den gefluteten Zustand des Staubeckens durch Diffusionsbewegungen und ein erleichtertes Verbleiben von Mn^{2+} in der Wassersäule (CARIGNAN & NRIAGU 1985, S.1763) angenommen werden. Durch den Verlust der Wassersäule wird die übliche Verdünnung der freigesetzten Mn-Ionen stark verringert, wodurch sich die starke Zunahme des gelösten Mn in Bereichen der Wilden Weißeritz erklärt. Grundsätzlich sollte es sich also gegenüber der sprunghaft einsetzenden Mn-Freisetzung im Frühstadium einer Talsperrenentleerung durch dränende Interstitialwässer um eine fortdauernde, zeitlich eher kontinuierliche Freisetzung an gelöstem Mn handeln. Dennoch sollte beachtet werden, dass beide Beprobungstage des Oberflächenwassers im Untersuchungsgebiet TS Klingenberg insgesamt nur Stichproben darstellen, durch jahreszeitliche Variationen der Wasserstände von Oberflächen- und Grundwasser sollten auch hier deutliche Variationen der Elementkonzentrationen auftreten.

Gelöstes Ni zeigt seine höchsten Gehalte im Fließgewässer der TS Driedorf, wo auch die größten königswasserlöslichen Konzentrationen festgestellt wurden. Hier zeigt Ni aufgrund der relativ hohen Ausgangskonzentrationen nur geringfügige Gehaltszunahmen direkt unterhalb der Staumauer, wobei ähnliche gelöste Gehalte erreicht werden wie in Bereichen des Aarbaches. Die Tatsache, dass in Driedorf in größerer Entfernung zur Staumauer („D2“) deutlich höhere Gehalte des Ni auftreten als in kürzerer Distanz („D1“), untermauert den anzunehmenden Stoffaustausch aus resedimentierten Seesedimenten unterhalb der Staumauer. In Bereichen des Aarbaches ist die Gehaltszunahme des gelösten Ni durch die deutlich geringeren Ausgangswerte wesentlich stärker ausgeprägt. Die Tatsache, dass die Ni-Konzentrationen in beiden Staukörpern bei sowohl Interstitial- als auch Flusswässern in ähnlichen Größenverhältnissen vorliegen, lässt eine relativ schlechte Retentionsfähigkeit der Talsperrensedimente für gelöstes Ni annehmen.

Die Gehalte des gelösten Pb sind insgesamt relativ niedrig und erreichen innerhalb des Rehbaches ihre vergleichsweise größten durchschnittlichen Konzentrationen. Sowohl in Aar- als auch in Rehbach sind deutliche Gehaltsanstiege während der Entleerungen erkennbar. Dabei werden in beiden Gewässern ähnliche Gehalte wie innerhalb der Interstitialwässer erzielt, was auf eine relativ hohe Transportfähigkeit des gelösten Pb deutet. Im Gewässer der Wilden Weißeritz ist keine Zunahme an gelöstem Ni oder Pb mit fortschreitendem Durchqueren der Talsperrensedimente sichtbar.

Die Medianwerte des gelösten Zn erreichen relativ ähnliche Konzentrationen innerhalb der Oberflächenwässer, obwohl die Interstitialwässer der einzelnen Untersuchungsgebiete in ihren Mittelwerten erheblich voneinander abweichen. Gelöstes Zn erfuhr mit einsetzender Sedimentfreilegung deutliche Zunahmen und ähnliche Konzentrationsverhältnisse in Aar- und Rehbach. Die Gehaltsanstiege des Zn in Interstitialwässern, wie sie unter einer fortschreitenden Freilegungsdauer der Sedimente in Driedorf oder Klingenberg sichtbar wurden, scheinen sich durch ihr vergleichsweise langsames Einsetzen kaum auf die Elementkonzentrationen des abfließenden Oberflächenwassers auszuwirken. Die Freisetzung des gelösten Zn in Interstitialwässer erfolgt also erst in größerem Umfang, wenn bereits große Anteile der dräufähigen Bodenlösung die betroffenen Sedimentbereiche verlassen haben. Die zunehmend mit Zn angereicherten Interstitialwässer werden entsprechend durch das hohe Wasserhaltevermögen und die geringen k_f -Werte zu hohen Anteilen im Sediment gehalten.

Wie im Falle des Cd sind leichte Zunahmen des gelösten Zn im Gewässer der Wilden Weißeritz erkennbar (Tab. 6.2.3.9), die sich jedoch nicht konsequent in ihrem Längsverlauf fortsetzen. Entsprechend kann eine länger anhaltende Anhebung der Zn-Konzentrationen durch zuströmende Interstitialwässer weder komplett ausgeschlossen, noch vollständig nachgewiesen werden.

Hypothese d) *„Das Entfernen des Wasserspiegels, wie es bei der kompletten Entleerung von Staubecken der Fall ist, wandelt diese von Schwermetallsenken in Schwermetallquellen um“* kann entsprechend mit der Ausnahme des As für alle untersuchten Elemente grundsätzlich angenommen werden. Dies wird damit begründet, da kurz nach der vollständigen Freilegung der Sedimente allgemeine Konzentrationszunahmen zahlreicher gelöster Elemente in abfließenden Oberflächengewässern beobachtet wurden, die durch elementspezifisches Verhalten und die Eigenschaften der Interstitialwässer bedingt wurden. Deutliche Einflussgrößen sollten hierfür ebenfalls die Größenverhältnisse von abfließenden Interstitialwassermengen, Staubecken, abfließendem Oberflächenwasser und die etwaige Gegenwart resedimentierter Seesedimente im Bereich der Entnahmestellen darstellen, was im Rahmen der Geländearbeiten jedoch nicht weiter untersucht wurde. Die aus Interstitialwässern ins Gerinne des Aarbaches anteilmäßig relativ hohe Freisetzung an gelöstem Cd, Cr, Cu, Ni und Pb (Tab. 6.2.1.10) stimmt mit Angaben von FÖRSTNER et al. (1999, S.261) überein, die während Baggerarbeiten in Flussbereichen ähnlich hohe Freisetzungsanteile dieser Elemente nachweisen konnten. Mit zunehmender Dauer des Atmosphärenkontaktes der Seesedimente nimmt die Beeinflussung der Fließgewässer durch abfließende Interstitialwässer wieder ab. Konzentrationsänderungen innerhalb der Bodenlösung sollten, durch die in den Sedimenten relativ langsam erfolgenden Durchfeuchtungsänderungen, in größeren Maßen erst einsetzen, nachdem große Mengen der dräufähigen Anteile bereits abgeflossen sind. Die langsam in der Bodenlösung einsetzenden Konzentrationszunahmen an besonders Cd und Zn können allerdings vermutlich durch Bauarbeiten oder Sedimenträumung in Staubecken stark beschleunigt werden. Länger anhaltende Stoffausträge durch Austauschvorgänge mit Interstitial- und Oberflächenwässern können, zumindest unter ausreichend niedrigen pH-Werten, für Mn stattfinden.

Ökologische Bedeutung variierender Schwermetallkonzentrationen während der Entleerung von Talsperren

Wie in Kapitel 2.5 dargestellt, werden als relevante Leit- und Grenzwerte zur Beurteilung von gelösten Schwermetallkonzentrationen in Oberflächengewässern die Umweltqualitätsnormen für Cd, Ni und Pb (Anhang V, Tab.1) sowie die Zielvorgaben der LAWA (Anhang V, Tab.6) herangezogen. Die Bedeutung der Konzentrationszunahmen als Folge einer Talsperrenentleerung ist für die aquatische Lebewelt anhand von Grenzwerten allerdings nur schwer zu bewerten. So ist bei der Verwendung der gelösten Schwermetallkonzentration zur Einschätzung der Belastung eines Ökosystems zu beachten, dass der bioverfügbare Anteil der Spurenelemente nicht unbedingt mit deren gelösten Konzentrationen ($<0,45 \mu\text{m}$) gleichzusetzen ist. So können auch hier gewisse Anteile partikulär gebundener oder komplexierter Elemente vorliegen, die von Organismen nicht über dieselben Wege aufgenommen werden, während umgekehrt auch an die Schwebfracht von Gewässern gebundene Elemente Organismen in ihrer Vitalität beeinträchtigen können (LAWA 1998, S.12). Weiterhin wird die Toxizität durch die Bindungsform des gelösten Elements, das Alter des betroffenen Organismus, gegenwärtige pH-Verhältnisse oder die Wasserhärte modifiziert (EPA 1985, S.3; UBA 2001, S.2).

Verschiedene Organismen zeigen sich gegenüber einer von gelösten Schwermetallen ausgehenden toxischen Wirkung als stark unterschiedlich anfällig. So können bei den empfindlichsten Organismen Schadwirkungen durch gelöste Schwermetalle bereits im Bereich der Hintergrundkonzentrationen von Gewässern einsetzen (LAWA 1998, S.11). Die Reaktion von Organismen auf eine toxische Schwermetallkonzentration kann dabei selbst innerhalb derselben Familie sehr stark verschieden ausgeprägt sein (NYBERG et al. 1995, S.338). Letztendlich begrenzt die zeitliche Dauer der Konzentrationsspitzen die Toxizitätswirkung. So kann eine chronische Toxizität vermutlich während kurzen Gehaltszunahmen vernachlässigt werden, während bei entsprechenden Konzentrationen von einem akuten Einsetzen toxischer Folgewirkungen innerhalb von Stunden oder wenigen Tagen ausgegangen werden kann. Forschungsergebnisse zur akuten toxischen Wirkung von gelöstem As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn auf zahlreiche aquatische Lebewesen sind tabellarisch in Schriften der EPA (1980a,b; 1984a,b; 1985, 1986, 2001) aufgelistet, allerdings beziehen sich diese Ergebnisse größtenteils auf spezielle Verbindungen dieser Schwermetalle.

Da letztendlich während der Untersuchung der Talsperren keine biologischen Bestandsaufnahmen durchgeführt wurden, bleibt eine mögliche Gefährdung aquatischer Lebewesen ungeklärt. Es bleibt die Beobachtung, dass die Medianwerte der in den Fließgewässern festgestellten Schwermetallkonzentrationen überwiegend die von LAWA (1998, S.11) aufgestellten Hintergrundbereiche nicht überschreiten. Zwar werden innerhalb des Rehbaches die entsprechenden Hintergrundbereiche für gelöstes Cu, Ni und Pb und in der Wilden Weißeritz für Cd überschritten, allerdings handelt es sich in beiden Fällen um Gewässer, die allein schon durch die geologischen Beschaffenheiten ihrer Einzugsgebiete bereits deutlich mit diesen Elementen angereichert sind. Zn hingegen übertrifft die Hintergrundbereiche deutlich in allen untersuchten Fließgewässern, was dessen hohe Mobilität und Freisetzung durch die Sedimentfreilegung weiter unterstreicht.

Die von den gelösten Schwermetallkonzentrationen potentiell ausgehende Schadwirkung sollte grundsätzlich im Zusammenhang mit weiteren Folgeerscheinungen der Talsperrenentleerung betrachtet werden. So stellt die verstärkte Freisetzung gelöster Schwermetalle neben einem intensivierten Sedimentexport (STANLEY & DOYLE 2003, S.16ff.), erhöhten Schwebstoffgehalten

(GRAY & WARD 1982, S.182), steigenden partikulären Schwermetallfrachten oder stark variierenden Abflussverhältnissen nur eine von mehreren Begleiterscheinungen während und nach dem Herunterfahren des Wasserspiegels dar, bei der mit einer Beeinträchtigung aquatischer Lebewesen gerechnet werden muss. Schädwirkungen sollten daher vielmehr von dem gesamten Prozess der Staukörperentleerung ausgehen, als nur von einem dieser Teilprozesse. Zu beachten ist, dass in allen Arbeitsgebieten beim Betrachten der Maximalgehalte Konzentrationsspitzen verschiedener Elemente auftraten, welche die Vorgaben der LAWA übertreffen. Da die betroffenen Talsperren teils über praktisch unbelastete Sedimente verfügen, liegt die Vermutung nahe, dass während der Entleerung von Talsperren mit belasteten Substraten und sauren pH-Verhältnissen wesentlich höhere Konzentrationsspitzen entstehen, die eine Gefahr für flussabwärts beheimatete Organismen darstellen können. Dass während der Entleerung die gelösten Konzentrationen zahlreicher Spurenelemente gleichzeitig ansteigen, könnte deren toxische Wirkung theoretisch synergetisch, wie beispielsweise für Cd, Cu, Ni oder Zn bekannt (AGA 1991, S.869), verstärken. Grundsätzlich sollte daher immer bei Entleerung von Staukörpern der Austrag gelöster Schadstoffe berücksichtigt werden, da diese aufgrund ihrer teilweise hohen Mobilitäten eine potentielle Gefahr für flussabwärts gelegene Biozönosen oder Betriebe wie Fischfarmen darstellen. Nach wie vor behält dadurch der Grundsatz, Schwermetallkonzentrationen in Gewässern zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften grundsätzlich so gering wie möglich zu halten (LAWA 1998, S.11), seine Bedeutung. Hier sollte auch ein lange nach bereits erfolgter Entleerung verbleibender Austrag an gelöstem Mn berücksichtigt werden, wie es in Bereichen der TS Klingenberg sichtbar wurde. Durch die zugleich hohe zeitliche Kontinuität dieser Konzentrationserhöhung können selbst chronische Beeinträchtigungen von Organismen nicht ausgeschlossen werden.

Da der Austrag gelöster Schadstoffe während des Herunterfahrens des Wasserspiegels nur schwer zu vermindern ist, sollten grundsätzlich Regeln beachtet werden, die den Stoffaustrag zumindest relativ verringern. Als wichtige Hinweise zur Reduzierung von Stoffexporten können die Handlungsempfehlungen von ULRICH (1998, S.104) herangezogen werden, der beispielsweise mit einem langsamen Abfließen des Stauwassers, einer Entleerung während der Wintermonate und mit dem Verbleiben eines Restwasservolumens innerhalb des Staubeckens wichtige Vorschläge zur Verringerung von Erosionsprozessen und der Freisetzung von Interstitialwässern anführt.

7. Ausblick

Da gelöste Schwermetallkonzentrationen durch Änderungen der Wasserstände von Grund- und Fließgewässern modifiziert werden, sind Erhebungen der gelösten Elementmengen immer dort sinnvoll, wo bereits bekannte Schwermetallbelastungen im Wirkungsbereich von Gewässern vorliegen. Hierbei bestehen, wie dargestellt, deutliche Differenzen mit dem Auftreten saisonaler oder episodischer Variationen. Diese können allerdings von aus anthropogenen Eingriffen resultierenden, permanenten Beeinflussungen mobiler Schwermetallfraktionen weit übertroffen werden. Als zukünftiges Forschungsobjekt ist daher besonders die Untersuchung wasserbaulicher Maßnahmen interessant, die eine Einwirkung auf Abflussverhältnisse und Grundwasserstände in den betroffenen Flussauen bewirken. Dabei können Untersuchungen der gelösten Schwermetallmengen Aufschluss darüber geben, wie stark bauliche Veränderungen eines Gewässerbettes die Schwermetallmobilität in Auenböden beeinflussen oder beeinflussen könnten. Bei einem intensiven Austausch von Interstitialwässern und Gerinne kann nicht ausgeschlossen werden, dass in Extremfällen die als Folge anthropogener Gewässerregulierung in den Uferbereichen erfolgenden Mobilitätsänderungen wiederum auf die chemische Qualität des betroffenen Fließgewässers einwirken. Studien zur anteilmäßigen Einflussnahme belasteter Interstitialbereiche an der Gesamtbelastung eines Gewässers stellen daher möglicherweise ein zukünftiges, wenn auch umfangreiches Forschungsgebiet der Schwermetallproblematik dar.

Auch wenn zukünftige Änderungen als Folgen des Klimawandels für Bereiche der unteren Lahn als sehr gering betrachtet werden, soll die Möglichkeit einer hieraus resultierenden Modifikation bestehender Schwermetallbelastungen nicht ausgeschlossen werden. Die gemäßigten Klimaverhältnisse in Bereichen der Bundesrepublik lassen augenscheinlich annehmen, dass mit der Ausnahme einiger Sonderstandorte die Beeinflussung mobiler Schwermetallanteile durch eine zukünftige Klimaänderung ähnlich geringfügig ausfällt, wie innerhalb des behandelten Untersuchungsgebietes. Dem gegenüber kann sich in (semi-)ariden Regionen eine zukünftige Beeinträchtigung der Niederschlagsverhältnisse vermutlich wesentlich stärker auf die mobilen Fraktionen von in Flussauen vorliegenden Schwermetallbelastungen auswirken. Dies ist anzunehmen, da Flüsse und Grundwasser gerade in Regionen mit Bewässerungsfeldbau durch steigende Wasserentnahmen deutlich größere Wasserstandsänderungen erfahren sollten, als allein durch die sich ändernden Niederschlagsverhältnisse verursacht werden. Besonders die Kombination von hohen Cd oder Zn Belastungen in Auenböden und einer stark verringerten Wasserführung kann in einem solchen Fall mit negativen Folgeerscheinungen für Wasser und Boden verbunden sein.

Die Bedeutung der Schwermetallfreisetzung während der Entleerung von Talsperren darf grundsätzlich nicht verharmlost werden, wird aber durch ein relativ seltenes Auftreten und zahlreiche weitere, parallel dazu einsetzende negative Folgeerscheinungen relativiert. Weiteres Forschungspotential bietet möglicherweise der Rückbau von Talsperren, da hiermit nicht nur ein kurzzeitiger Austrag gelöster Schwermetalle stattfindet, sondern auch der Grundwasserspiegel der angrenzenden Umgebung verringert wird. Dementsprechend sind in den betroffenen Böden permanente Mobilitätsänderungen von Nähr- und Schadstoffen zu erwarten.

8. Zusammenfassung

Zur Untersuchung der Wirkung von Wasserstands- und Durchfeuchtungsänderungen auf die gelösten Fraktionen von Schwermetallen und As wurden Substrate und Interstitialwässer von Auenböden und Talsperrensedimenten untersucht. Die Untersuchungen der Auenbereiche wurden durchgeführt, um mit saisonalen und episodischen Spiegeländerungen von Fluss- und Grundwässern einhergehende Variationen und Interaktionen mobiler Schwermetallfraktionen zu erfassen. Um ergänzend dazu die Folgen anthropogener Regulierungen von Oberflächengewässern zu erforschen, wurden drei Talsperren während oder nach dem Herunterfahren des Wasserspiegels auf eine mögliche Freisetzung gelöster Schwermetalle untersucht. Die Vorgehensweise orientierte sich dabei an folgenden Zielstellungen:

- Feststellung der Belastungsstadien ausgewählter Auenbereiche und Stauräume;
- Risikobewertung von Schwermetallvorkommen in Auenbereichen durch die Bestimmung von Konzentration und zeitlicher Dynamik der bioverfügbaren Schwermetallanteile;
- Untersuchung der Einflussnahme von variierendem Grundwasserspiegel und Änderungen der Bodenfeuchte auf die zeitliche Dynamik mobiler Schwermetallanteile durch *in-situ*- und Labor- Messungen;
- Untersuchung der Schwermetallfreisetzung in Interstitial- und Oberflächenwässer bei der vollständigen Entleerung von Talsperren.

Interstitialbereiche von Flussauen wurden im Gebiet der unteren Lahn untersucht. Hierfür wurden drei Auengleye herangezogen, die durch ihre Lagen flussauf- und flussabwärts von Wehranlagen in Uferzonen mit unterschiedlichen Amplituden und Frequenzen der Wasserstandsänderungen von Fluss- und Grundwasser gelegen sind. Eine in etwas größerer Entfernung zum Gerinne der Lahn gelegene Gley-Vega diente als Vergleichsprofil um Differenzen innerhalb einer Flussaue zu erfassen, die aus einer unterschiedlichen Distanz zum Gerinne resultieren.

Die untersuchten Böden zeigen in ihren Belastungsstadien deutlich erhöhte Gehalte des königswasserlöslichen Pb und Zn, weniger auch des Cd und Cu. Zur genaueren Einschätzung der Belastungssituation wurden Interstitialwässer aus 5-10 cm, 25-35 cm und 50-60 cm Tiefe der bearbeiteten Profile entnommen und nach darin gelösten Schwermetallen sowie pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit und Redoxpotential untersucht. Die regelmäßige Probennahme über einen Zeitraum von 2 Jahren ermöglichte zudem die Erfassung jahreszeitlicher und episodischer Variationen dieser Variablen.

Die Konzentrationen gelöster Schwermetallanteile übertreffen besonders im Fall von Zn, seltener auch in ihren As-, Cd-, Cu und Ni-Gehalten die Prüfwerte der BBODSCHV (1999, S.1554ff.) für den Pfad Boden–Grundwasser. Maximalkonzentrationen des gelösten Cu und Zn befinden sich vorwiegend in den oberen Bodenbereichen, während Konzentrationen des gelösten As, Fe, Mn und Ni nach den unteren Bodenzonen zunehmen und unter vergleichsweise niedrigstem Redoxpotential ihre

größten Konzentrationen erreichen. Cd erzielt seine höchsten Gehalte in den mittleren Profilbereichen, während Cr und Pb in ihren gelösten Anteilen relativ unverändert bleiben und keine deutlichen Gehaltsdifferenzen zwischen den bearbeiteten Tiefenstufen erfahren.

Die Mehrheit der untersuchten Spurenelemente zeigt in ihren saisonalen Variationen vorwiegend Höchstkonzentrationen während der Sommermonate, was sich allerdings je nach Bodenbeschaffenheit und -tiefe stark unterscheiden kann. In 5-10 cm Tiefe erfährt besonders gelöstes Zn sommerliche Gehaltszunahmen, was mit einer zunehmenden Konzentrierung der Ionen während abnehmender Bodenfeuchte, weniger auch mit einer dabei leicht steigenden Ionenkonkurrenz begründet wird. Sommerliche Gehaltszunahmen innerhalb mittlerer Bodenbereiche basieren hingegen auf dem steigenden Einfluss aufsteigender Kapillarwässer, wodurch der oberhalb einer Staustufe gelegene Auengley aufgrund höherer Grundwasserstände während der Sommermonate in mittlerer Bodentiefe stärker beeinflusst wird als die flussabwärts davon gelegenen Böden. Steigende Konzentrationen des Cd, Cu und Zn erfolgen in 50-60 cm Tiefe mit dem Auftreten zunehmend oxischer Bedingungen während spätsommerlicher Tiefststände der Grundwasserspiegel. Bei einem ausreichend geringen Grundwasserflurabstand wurden allerdings auch sommerliche Konzentrationszunahmen des As, Fe, Mn und Ni beobachtet, was als Folge eines während Temperaturzunahmen abnehmenden Redoxpotentials betrachtet wird.

Episodische Variationen von Schwermetallgehalten wurden im Rahmen des Winterhochwassers 2011/2012 am Beispiel zweier Auengleye erfasst. In dessen Verlauf wurden leichte Zunahmen des gelösten As, Fe und Mn festgestellt, was bei dem im Staubereich der Lahn gelegenen Auengley durch einen stärkeren Gradienten der Redoxverhältnisse in geringerer Bodentiefe stattfand, als bei dem gleichen Bodentyp unterhalb einer Wehranlage. Dort erfolgten die Gehaltszunahmen besagter Elemente etwas deutlicher, zudem konnten hier steigende Konzentrationen des Cd und Zn mit fortschreitender Überflutungsdauer festgestellt werden. Diese etwas deutlicheren Konzentrationsänderungen werden mit dem vergleichsweise geringeren vertikalen Gradienten der Redoxverhältnisse begründet, da hierdurch unter einer vergleichsweise längeren Überflutungsdauer verhältnismäßig größere Redoxänderungen während des Hochwassers stattfinden konnten, als in dem oberhalb der Wehranlage gelegenen Uferbereich.

Insgesamt ergibt sich das Bild einer starken Beeinflussung, die von Variationen der Spiegel von Fluss- und Grundwasser auf die gelösten Schwermetallanteile der Interstitialwässer ausgeht. Hierbei unterscheidet sich die Einflussnahme je nach Tiefenstufe, Ausmaß der Spiegeländerungen und Lage des Bodens zum Gerinne: So erfahren die unteren Bodenbereiche der flussabwärts der Wehre gelegenen Auengleye stärkere Variationen, während der Auengley im Staubereich der Lahn in 50-60 cm Tiefe durch relativ gleichbleibende Schwermetallkonzentrationen bei einem ganzjährig hohen Grundwasserspiegel gekennzeichnet ist. Umgekehrt erfolgen hier über aufsteigende Kapillarwässer deutlichere Einträge gelöster Schwermetalle in mittlere Bodenbereiche. Die in etwas größerer Distanz zum Gerinne der Lahn gelegene Gley-Vega erfährt dem gegenüber die geringsten Variationen innerhalb der unteren oder mittleren Tiefenstufen der Probenentnahme. Schwermetallvariationen innerhalb der oberen Bodenbereiche verlaufen im Fall aller untersuchten Böden relativ ähnlich, was aus einer gleichartigen Beeinflussung durch Verdünnungs-/Konzentrierungsprozesse unter variierenden Bodenfeuchten, weniger auch aus einer steigenden Ionenkonkurrenz während zunehmend trockener Bedingungen resultiert.

Die als Folge des Klimawandels angenommene, leichte Verschärfung sommerlicher Trockenperioden (SCHÖNWIESE et al. 2006, S.41ff.) lässt in oberen Bodenbereichen der untersuchten Auenböden lediglich eine leichte Zunahme des gelösten Zn annehmen. Dies wird besonders auf Konzentrierungseffekte während abnehmender Feuchtegehalte zurückgeführt, während sich eine steigende Konkurrenz der Schwermetallionen um Sorptionsplätze hierauf weniger stark auswirken sollte. Relevante Gehaltsanstiege der anderen untersuchten Schwermetalle sind hingegen nicht anzunehmen, da diese unter abnehmender Durchfeuchtung einer verbesserten Sorption unterliegen, nur über verhältnismäßig geringe gelöste Fraktionen verfügen oder die Änderungen der Salzgehalte nicht ausreichen, um eine deutliche Mobilisation von hierdurch mobilisierbaren Elementen zu bewirken. Der Vergleich der ober- und unterhalb der Wehranlagen gelegenen Auengleye zeigt durch die verschiedenartige Einflussnahme der durch die Stauhaltung modifizierten Wasserstandsänderungen insgesamt deutliche Differenzen zwischen den gleichen Bodentypen. Saisonale, episodische sowie zukünftige Variationen gelöster Schwermetallfraktionen als Folge sich ändernder Klimabedingungen können daher, im Vergleich zu den Folgen anthropogener Eingriffe in die Auenbereiche, als relativ gering eingeschätzt werden.

Insgesamt stellen die Schwermetallbelastungen der Böden unter der gegenwärtigen Nutzung kein direktes Risiko für den Menschen dar. Möglicherweise fungieren sie aber als Quellen gelöster Schwermetallanteile im Wasser der Lahn. Dies ist insofern wahrscheinlich, als Interstitialwässer während niedriger Wasserstände dem Fließgewässer der Lahn zuströmen und dadurch auch mit gelösten Schwermetallen anreichern sollten. So zeigen die Ergebnisse der Geländemessungen hohe Konzentrationen des Cd und Zn besonders während (spät-)sommerlicher Niedrigwasserperioden, was mit gleichzeitig zunehmenden Zn-Konzentrationen im Fließgewässer der Lahn übereinstimmt. Eine genaue Einschätzung zu Anteilsverhältnissen der hierbei angenommenen Schwermetalleinträge ist anhand der vorgenommenen Untersuchungen allerdings nicht möglich.

Ähnliche Austräge von gelösten Schwermetallen aus Interstitialbereichen konnten während der Untersuchung von Aartalsperre, TS Driedorf und TS Klingenberg festgestellt werden. Obwohl Aartalsperre und TS Driedorf keine erhöhten Konzentrationen in den königswasserlöslichen Schwermetallgehalten ihrer Sedimente vorweisen, konnte im Fall beider Staukörper eine Zufuhr gelöster Elemente durch die Drainage von Interstitialwässern in abfließende Oberflächenwässer festgestellt werden. Dies ist daher zumindest für die Frühphase einer Talsperrenentleerung anzunehmen, wobei die gelösten Konzentrationen nahezu aller untersuchten Schwermetalle leichte, teilweise aber auch erhebliche Zunahmen verzeichneten. Hierbei unterlagen allerdings besonders As und Fe starken Gehaltsabnahmen durch einsetzende Oxidationsprozesse während der Drainage. Cd, Cr, Cu, Ni und Zn, weniger auch Mn erfuhren demgegenüber geringere Anteilseinbußen während ihres Transports und konnten dadurch weiter in Gerinnebereiche flussabwärts beider Staukörper verlagert werden. Mit zunehmender Freilegungsdauer und abnehmenden Feuchtegehalten der Sedimente gehen stoffliche Austräge in die abfließenden Oberflächenwässer zurück. Unter sauren pH-Werten kann allerdings eine Freisetzung an gelöstem Mn in die die Staubecken durchquerenden Fließgewässer anhalten, was im Falle der TS Klingenberg beobachtet wurde.

Es wird angenommen, dass die im Rahmen einer Talsperrenentleerung erfolgenden Konzentrationsanstiege gelöster Schwermetalle im Fall einiger Elemente schadhafte

Wirkungen auf aquatische Organismen ausüben können. Da dies allerdings nur eine von zahlreichen negativen Folgen einer Staukörperentleerung für aquatische Organismen darstellt, wird die Zunahme gelöster Schwermetallkonzentrationen in ihrer potentiellen Schadwirkung jedoch wieder etwas relativiert.

9. Literatur

ABFKLÄRV (1992): Klärschlammverordnung (AbfKlärV). In: Bundesgesetzblatt 1992, Teil I, Bonn, S.912-937.

ACKERMANN, G.; LOTH, P. & R. SUDBRACK (2005): Abschätzung des ökologischen Potentials von Talsperren nach der Trophie. Online Dokument, 16 S.; abrufbar unter: http://www.uni-due.de/kobio/docs/TEG004_Ackermann.pdf;(Stand 1/2012).

AGA (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer; Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden im wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren. Runderlass des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW vom 14.5.1991 – IV B 7 1571/11-30707. In: Ministerialblatt NRW 42, S.863-874.

AG BODEN – AD-HOC-ARBEITSGRUPPE DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (Hrsg.) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl., Hannover, 438 S.

AHEARN, D.S. & R.A. DAHLGREN (2005): Sediment and nutrient dynamics following a low-head dam removal at Murphy Creek, California. In: Limnology and Oceanography 50, S.1752-1762.

ALLOWAY, B.J. & D.C. AYRES (1996): Schadstoffe in der Umwelt. Heidelberg, 382 S.

ANTIC-MLADENOVIC, S.; RINKLEBE J.; FROHNE T.; STÄRK, H.J.; WENNRICH, H.; TOMIC, Z. & V. LICINA (2011): Impact of controlled redox conditions on nickel in a serpentine soil. In: Journal of Soils and Sediments 11, S.406-415.

BABOROWSKI, M.; BÜTTNER, O.; MORGENSTERN, P.; KRÜGER, F.; LOBE, I.; RUPP, H. & W. VON TÜMPLING (2007): Spatial and temporal variability of sediment deposition on artificial lawn-traps in a floodplain of the River Elbe. In: Environmental Pollution 148, S.770-778.

BAHRENBERG, G. & E. GIESE (1975): Statistische Methoden und ihre Anwendung in der Geographie. Stuttgart, 308 S.

BANAT, K., FÖRSTNER, U. & G. MÜLLER (1972): Schwermetalle in Sedimenten von Donau, Rhein, Ems, Weser und Elbe im Bereich der Bundesrepublik Deutschland. In: Naturwissenschaften 59, S.525-528.

BASTIAN, O. & K.F. SCHREIBER (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. 2. Aufl., Berlin, 564 S.

BAUER, I.; BOR, J.; HUTZLER-GARDT, U. & C. ROTH (1996): Quantifizierung der natürlichen Boden-Schwermetallgehalte und der anthropogenen Kontaminationen. Ermittlung des Gefährdungspotentials. In: MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN (Hrsg.): Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz. Mainz, S.213-286.

- BBODSCHG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundesbodenschutzgesetz). In: Bundesgesetzblatt 1998, Teil I, Nr. 16, Bonn, S.502-510.
- BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). In: Bundesgesetzblatt 1999, Teil I, Nr. 36, Bonn, S.1554-1582.
- BECK, R. & H. MÜLLER (1886): Geologische Karte von Sachsen (Königreich), Sektion 118 Blatt Nassau 1: 25000; Leipzig.
- BEURSKENS, J.E.; WINKELS, H.J. & J. DEWOLF (1994): Trends of priority pollutants in the rhine during the last 50 years. In: Water Science and Technology 29, S.77-85.
- BLIEFERT, C. (1994): Umweltchemie. Weinheim, 453 S.
- BLUME, H.P. (Hrsg.) (1990): Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und Bodenbelastung, vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. Landsberg, 686 S.
- BÖHNKE, B.; BURCHARD, C.H.; DOHMANN, M.; FECHTER, L.; GRABBE, F.; KALBSKOPF, K.H.; KOPPE, P.; LUX, W.; MALZ, F.; RADCKE, H.D.; SCHLEGEL, S.; SCHMIDT-BREGAS, F.; WEILER, W.; WIENHUSEN, A.; & H.P. ZERRES (1983): Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik. 3. Aufl., Berlin, 393 S.
- BOLZE, S. (2006): Regionalisierung der Schwermetallbelastung in Auenböden an einem Beispielgebiet der Mittleren Elbe. Diplomarbeit, Universität Marburg, 71 S.
- BOMBACH, G.; PIERRA, A. & W. KLAMM (1994): Arsenic in contaminated soil and river sediment. In: Fresenius Journal of Analytical Chemistry 350, S.49-53.
- BORCH, T.; KRETZSCHMAR, R.; KAPPLER, A.; VAN CAPPELLEN, P.; GINDER-VOGEL, M.; VOEGELIN, A. & K. CAMPBELL (2010): Biogeochemical Redox Processes and their impact on contaminant dynamics. In: Environmental Science and Technology 44, S.15-23.
- BORCHARDT, D.; FISCHER, J. & R. IBISCH (2001): Struktur und Funktion des Hyporheischen Interstitials in Fließgewässern. In: Wasser & Boden 53/5, S.5-10.
- BOYLE, J. (2001): Redox remobilization and the heavy metal record in lake sediments: a modelling approach. In: Journal of Paleolimnology 26, S.423-431.
- BRANDORFF, G. & J. MASCH (1997): Eisen und Gewässer. Hinweise zur Beurteilung bei Direkteinleitungen und über Auswirkungen auf Oberflächengewässer. Online Dokument, abrufbar unter: <http://www.hamburg.de/contentblob/135122/data/eisen.pdf>; (Stand 12/2013).
- BRANDT, O. (2003): Eintrags- und Wirkungspfade von Schwermetallen und Arsen in Flusssystemen am Beispiel der Mulde zwischen Bitterfeld/Wolfen und Dessau, Sachsen Anhalt. Dissertation, Technische Universität Berlin, 228 S.
- BROWN, P.H.; DUNEMANN, L.; SCHULZ, R.; & H. MARSCHNER (1989): Influence of redox

potential and plant species on the uptake of nickel and cadmium from soils. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 152, S.85-91.

BRÜGGMANN, L. (1995): Metals in sediments and suspended matter of the river Elbe. In: Science of the total environment 159, S.53-65.

BRÜMMER, G.W. (1968): Untersuchungen zur Genese der Marschen. Dissertation, Universität Kiel, 350 S.

BRÜMMER, G.W.; TILLER, K.G.; HERMS, U. & P.M. CLAYTON (1983): Adsorption/Desorption and/or Precipitation-Dissolution processes of Zinc in soils. In: Geoderma 31, S. 337-354.

BRÜMMER, G.W.; GERTH, J. UND U. HERMS (1986): Heavy metal Species, Mobility and Availability in Soils. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 149, S.382-398.

BRÜMMER, G. W.; GERTH, J. & K. G. TILLER (1988): Reaction kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. 1. Adsorption and diffusion of metals. In: Journal of Soil Science 39, S.37-52.

BRUNKE, M. & T. GONSER (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. In: Freshwater Biology 37, S. 1-33.

BUNDESREGIERUNG (2008): Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Vom Bundeskabinett am 17.12.2008 beschlossen. Online Dokument, 78 S., abrufbar unter: www.bmu.de/klimaschutz/downloads/doc/42783.php; (Stand 7/2012).

BURKHARDT, E.M.; AKOB, D.; BISCHOFF, S.; SITTE, J.; KOSTKA, J.; BANERIEE, D.; SCHEINOST, A. & K. KÜSEL (2009): Impact of Biostimulated Redox Processes on Metal dynamics in an Iron-Rich Creek soil of a former Uran-Mining Area. In: Environmental Science and technology 44, S.177-183.

BUSHAW-NEWTON, K.; HART, D.; PIZZUTO, J.; THOMSON, J.; EGAN, J.; ASHLEY, J.; JOHNSON, D.; HORWITZ, R.; KEELEY, M.; LAWRENCE, J.; CHARLES, D.; GATENBY, C.; KREEGER, D.; NIGHTENGAL, T.; THOMAS, R. & D. VELINSKY(2002): An integrative approach towards understanding ecological responses to dam removal: The Manatawny Creec Study. In: Journal of the American Water Resources Association 38, S.1581-1599.

BUYKX, S.E.; BLEIJENBERG, M, VAN DEN HOOP, M.A. & J.P. LOCH (2000): The effect of oxidation an acidification on the speciation of heavy metals in sulfide-rich freshwater sediments using a sequential extraction procedure. In: Journal of Environmental Monitoring 2, S.23-27.

CALMANO, W.; HONG, J. UND U. FÖRSTNER (1992): Einfluss von pH-Wert und Redoxpotential auf die Bindung und Mobilisierung von Schwermetallen in kontaminierten Sedimenten. In: Vom Wasser 78, S.245-257.

CALMANO, W.; AHLF, W. UND U. FÖRSTNER (1996): Sediment Quality Assessment: Chemical and Biological Approaches. In: CALMANO, W.; AHLF, W. UND U. FÖRSTNER

(Hrsg.): Sediments and Toxic Substances. Environmental Effects and Ecotoxicity. Berlin, 328 S.

CAMERON, A.J. & P.S. LISS (1984): The stabilisation of "dissolved" iron in freshwaters. In: Water research 18/2, S.179-185.

CANAVAN, R.W.; VAN CAPPELLEN, P.; ZWOLSMAN, J.J.; VAN DEN BERG, G.A. und C.P. SLOMP (2007): Geochemistry of trace metals in a freshwater sediment. Field results and diagenetic modeling. In: Science of the total environment 381, S.263-279.

CARIGNAN, R. & J.O. NRIAGU (1985): Trace metal deposition and mobility in the sediments of two lakes near Sudbury, Ontario. In: Geochimica et Cosmochimica Acta 49, S.1753 -1764.

CHARLATCHKA, R. & P. CAMBIER (2000): Influence of reducing conditions on solubility of Trace Metals in contaminated soils. In: Water, Air and Soil Pollution 118, S.143-167.

CHENG, H.; HU, Y.; LUO J.; XU, B.; & J. ZHAO (2009): Geochemical processes controlling fate and transport of arsenic in acid mine drainage (AMD) and natural systems. In: Journal of Hazardous Materials 165, S.13-26.

CHUAN, M; SHU, G. & J. LIU (1996): Solubility of heavy metals in contaminated soil: Effects of redox potential and pH. In: Water, Air and Soil Pollution 90; S.543-556.

CISZEWSKI, D. (2003): Heavy metals in vertical profiles of the middle Odra river overbank sediments: Evidence for pollution changes. In: Water, Air and Soil pollution 143, S.81-98.

CLARKSON, T.W. (1986): Effects-General principles underlying the toxic action of metals. In: FRIBERG, L.; NORDBERG, G.F. & V. VOUK (Hrsg.): Handbook of the Toxicology of Metals. Amsterdam, 704 S.

CORNU, J.Y.; DENAIX, L.; SCHNEIDER, A. & S. PELLERIN (2007): Temporal evolution of redox processes and free Cd dynamics in a metal-contaminated soil after rewetting. In: Chemosphere 70, S.306-314.

DAGNAC, J. (1994): Bilan des depots sedimentaires dans la reservoir de Pareloup (Aveyron, France). In: Hydroecologie Applique 6, S.59-85.

DAWSON, E.J. & M.G. MACKLIN (1998): Speciation of heavy metals on suspended sediment under high flow conditions in the river Aire, West Yorkshire, UK. In: Hydrological Processes 12, S.1483-1494.

DE LAUNE, R.D.& C.J. SMITH (1985): Release of nutrients and metals following oxidation of freshwater and saline sediment. In: Journal of Environmental Quality 14, S.164-168.

DEVAI, I.; PATRICK, W.H.; NEUE, H.U.; DELAUNE, R.D.; KONGCHUM, M. & J. RINKLEBE (2005): Methyl Mercury and heavy metal content in soils of river Saale and Elbe (Germany). In: Analytical Letters 38, S.1037-1048.

- DITTRICH, K.; LOHSE, M; WALTHER, A. & C. HANISCH (1995): Determination of heavy metals in suspended matter in the storage lake "Bitterfelder Muldestausee". In: Fresenius Journal of analytical Chemistry 353, S.16-20.
- DOBLER, L. (1999): Der Einfluss der Bergbaugeschichte im Ostharz auf die Schwermetalltiefengradienten in historischen Sedimenten und die fluviale Schwermetalldispersion in den Einzugsgebieten von Bode und Selke im Harz. Dissertation; Universität Halle-Wittenberg, 120 S.
- DU LAING, G.; VANTHUYNE, D.R.; VANDECASTEELE, B.; TACK, F.M. UND M.G. VERLOO (2007a): Influence of hydrological regime on pore water metal concentrations in a contaminated sediment-derived soil. In: Environmental Pollution 147, S.615-625.
- DU LAING, G.; VANDECASTEELE, B.; DE GRAUWE, P.; MOORS, W.; LESAGE, E.; MEERS, E.; TACK, F.M. & M.G. VERLOO, (2007b): Factors affecting metal concentrations in the upper sediment layer of intertidal reedbeds along the river Scheldt. In: Journal of Environmental Monitoring 9, S.449-455.
- DU LAING, G.; BOTNIK, A., SAMSON, R., VANDECASTEELE, B.; VANTHUYNE, D.R.; LESAGE, E.; TACK, F.M. & M.G. VERLOO (2008a): Effect of decomposing litter of the mobility and bioavailability of metals in the soil of a recently created floodplain. In: Geoderma 147, S.34-46.
- DU LAING, G.; DE MEIER, B.; MEERS, E.; LESAGE, E.; VAN DE MOORTELE, A.; TACK, F.M. & M.G. VERLOO (2008b): Metal accumulation in intertidal marshes: Role of sulfide precipitation. In: Wetlands 28, S.735-746.
- DU LAING, G.; RINKLEBE, J.; VANDECASTEELE, B.; MEERS, E. & F.M. TACK (2009a): Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. In: Science of the total Environment 407, S.3972-3985.
- DU LAING, G.; MEERS, E.; DEWISPELAERE, M.; RINKLEBE, J.; VANDECASTEELE, B; F.M. TACK & VERLOO, M.G. (2009b): Effect of Water Table Level on Metal Mobility at Different Depths in Wetland Soils of the Scheldt Estuary (Belgium). In: Water Air and Soil Pollution 202, S.353-367.
- DU LAING, G.; MEERS, E.; DEWISPELAERE, M.; VANDECASTEELE, B; RINKLEBE, J.; VERLOO, M.G. & F.M. TACK (2009c): Heavy metal mobility in intertidal sediments of the Scheldt estuary: Field monitoring. In: Science of the Total Environment 407, S.2919-2930.
- DWD (Deutscher Wetterdienst): Mittelwerte der Temperatur bezogen auf den Standort. Internet Download, abrufbar unter: <http://www.dwd.de> (Stand 7/2011).
- DWD (Deutscher Wetterdienst): Mittelwerte des Niederschlags bezogen auf den Standort. Internet Download, abrufbar unter: <http://www.dwd.de> (Stand 7/2011).
- EGGERS, B. (2004): Verteilung und Bindungsverhalten ausgewählter Schwermetalle in Auenböden der Oker und Ecker (Harzvorland). Dissertation, TU Braunschweig, 145 S.

ELSPASS, R. (1988): Mobile und mobilisierbare Schwermetallfraktionen in Böden und Bodenwasser: Dargestellt für die Elemente Blei, Cadmium, Eisen, Mangan, Nickel und Zink unter landwirtschaftlichen Nutzflächen. In: Marburger Geographische Schriften 109, Marburg/Lahn, 157 S.

EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1980a): Ambient water quality criteria for Chromium. PB 81–117467. Online Dokument, abrufbar unter: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/2001_10_12_criteria_ambientwqc_chromium80.pdf; (Stand 4/2013).

EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1980b): Ambient water quality criteria for Zinc. PB 81–117897. Online Dokument, abrufbar unter: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/upload/AWQC-for-Zinc_1980.pdf; (Stand 4/2013).

EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1984a): Ambient water quality criteria for Lead. PB 85–227439. Online Dokument, abrufbar unter: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/upload/AWQC-for-Lead_1984.pdf; (Stand 4/2013).

EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1984b): Ambient water quality criteria for Arsenic. PB 85–227445. Online Dokument, abrufbar unter: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/2001_10_12_criteria_ambientwqc_arsenic1984.pdf; (Stand 4/2013).

EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1985): Ambient water Quality for Copper. PB 85–227023. Online Dokument, abrufbar unter: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/2001_10_12_criteria_ambientwqc_copper1984.pdf; (Stand 4/2013).

EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1986): Ambient water quality criteria for Nickel. PB 87–105359. Online Dokument, abrufbar unter: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/upload/AWQC-for-Nickel_1986.pdf; (Stand 4/2013).

EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (2001): 2001 Update of ambient water quality criteria for Cadmium. CAS Registry Number 7440-43-9. Online Dokument, abrufbar unter: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/aqlife/cadmium/upload/2001_04_13_criteria_cadmium_cad2001upd.pdf; (Stand 4/2013).

EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. In: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften 2000; Online Dokument, abrufbar unter: eur-lex.europa.eu; (Stand: 3/2012).

EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2008): Richtlinie 2008/105/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG,

84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. In: Amtsblatt der Europäischen Union 2008; Online Dokument, abrufbar unter: eur-lex.europa.eu; (Stand: 3/2012).

FANG, T.; LIU, J.; XIAO, B.; CHEN, X. & X. XU (2005): Mobilization potential of heavy metals: A comparison between river and lake sediments. In: *Water, Air and Soil Pollution* 161, S.209-225.

FENNINGER, A.; STATTEGGER, K.; MANSER, P.; PLASS, N. & R. SCHOLGER (1988): Sedimentgeologische Untersuchungen an Stauraumsedimenten der Mur: Eine Vorstudie am Beispiel der Staustufe Mellach. In: *Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark* 118, S.107-118.

FERRAZ, M.C. & J.C. LOURENCO (2000): The influence of organic matter content of contaminated soils on the leaching rate of heavy metals. In: *Environmental Progress* 19, S.53-58.

FEST, T. (2010): Stoffgehalte in limnischen Sedimenten: Geochemische Analysen an Bohrkernen der Klingenbergtalsperre. Unveröffentlichte Projektarbeit, FB Geographie der Universität Marburg, 20 S.

FEST, T. (2013): Schwermetalle in limnischen Sedimenten–Speziesanalytische Untersuchungen an Stauseesedimenten aus Klingenberg (Sachsen) und Lago Turano (Italien) auf Grundlage von Extraktionsmethoden. Diplomarbeit, Universität Marburg, 126 S.

FIEDLER, H. & L. KLINGER (1996): Die Spurenelementsituation in den Waldböden des Osterzgebirges. In: *Wege und Fortschritte der Wissenschaft*, S.679-697.

FITTSCHEN, R. & A. GRÖNGRÖFT (2000): Eisen- und Manganverteilung in eingedeichten Böden der Mittelelbe. In: FRIESE, K.; WITTNER, B.; MIEHLICH, G. & M. ROHDE (Hrsg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen*. Berlin, 430 S.

FLÜCK, R. (2012): Qualitätsüberwachung von Sedimenten in der Schweiz. Aktueller Stand der verfügbaren Methoden und Einsetzung von Empfehlungen. Online-Dokument, 34 S., abrufbar unter: http://www.oekotoxzentrum.ch/dokumentation/berichte/doc/Sedimente_final_DE.pdf; (Stand 12/2013).

FOJD, W. (1973): Niederschlag. In: *Hydrometeorologický Ustav der CSSR & Meteorologischer Dienst der DDR* (Hrsg.): *Abhandlungen des Meteorologischen Dienstes der Deutschen Demokratischen Republik* 104, Bd. 13, Berlin, S.80-95.

FORBES, E.A.; POSNER, A.M. & J.P. QURIK (1976): The specific adsorption of Divalent Cd, Co, Cu, Pb and Zn on Goethite. In: *Journal of soil science* 27, S.154-166.

FÖRSTNER, U. & G. MÜLLER (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. Berlin, 225 S.

FÖRSTNER, U. & G. MÜLLER (1981): Concentrations of Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in River Sediments: Geochemical Background, Man's

Influence and Environmental Impact. In: GeoJournal 5, S.417-432.

FÖRSTNER; U., MÜLLER, G. & G. WAGNER (1974): Schwermetalle in Sedimenten des Bodensees. In: Naturwissenschaften 61, S.270.

FÖRSTNER; U., KERSTEN, M. & W. CALMANO (1987): Austausch von Schwermetallen an der Grenzfläche Wasser/Sediment in Gewässern und Baggergutdeponien. In: Acta hydrochimica et hydrobiologica 15, S.221-242.

FÖRSTNER; U., AHLF, G. & W. CALMANO (1989): Studies on the transfer of heavy metals between sedimentary phases with a Multi-Chamber device: Combined effects of salinity and redox variation. In: Marine Chemistry 28, S.145-158.

FÖRSTNER; U., CALMANO, W. & G. AHLF (1999): Sedimente als Schadstoffsinken und -quellen: Gedächtnis, Schutzgut, Zeitbombe, Endlager. In: FRIMMEL, F. (Hrsg.): Wasser und Gewässer: Ein Handbuch. Heidelberg, 534 S.

FROHNE, T.; RINKLEBE, J.; DIAZ-BONE, R.A. & G. DU LAING (2011): Controlled variation of redox conditions in a floodplain soil: Impact on metal mobilization and biomethylation of arsenic and antimony. In: Geoderma 160, S.414-424.

FUCHS, K. (1964): Die Lahn als Schifffahrtsweg im 19. Jahrhundert. In: Nassauische Annalen 75, S. 160-201.

GÄBLER, H.E. & J. SCHNEIDER (2000): Assessment of heavy metal contamination of floodplain soils due to mining and mineral processing in the Harz mountains, Germany. In: Environmental Geology 37, S.774-782.

GADOW, S. & A. SCHÄFER (1973): Die Sedimente der Deutschen Bucht: Korngrößen, Tonmineralien und Schwermetalle. In: Senckenbergia maritima 5, S.165-178.

GAMBRELL, R.P.; KHALID, R.A. & W.H. PATRICK (1980): Chemical availability of Mercury, Lead and Zinc in mobile bay sediment suspensions as effected by pH and oxidation-reduction conditions. In: Environmental Science and Technology 14/4, S.431-436.

GAMBRELL, R.P. & W.H. PATRICK (1988): The influence of redox potential on the environmental chemistry of contaminants in soils and sediments. In: HOOK, D.D. (Hrsg.): The ecology and management of wetlands. Portland, S.319-333.

GAMBRELL, R.P.; WIESEPAPE, J.B.; PATRICK, W.H. & M.C. DUFF (1991): The Effects of pH, Redox, and Salinity on Metal Release from a Contaminated Sediment. In: Water, Air and Soil Pollution 57-58; S.359-367.

GARBE-SCHÖNBERG, C.D.; ZEILER, M. & P. STOFFERS (1997): Geochemische Stoffkreisläufe in Binnenseen: Akkumulation versus Remobilisierung von Spurenelementen. In: MATSCHULLAT, J.; TOBSCHALL, H.J. & H.J.VOIGT (Hrsg.): Geochemie und Umwelt. Relevante Prozesse in Atmo-, Peto- und Hydrosphäre. Berlin, 442 S.

GERHARDT, A. (1995): Joint and single toxicity of Cd and Fe related to metal uptake in the mayfly *Leptophlebia marginata* (L.) (Insecta). In: Hydrobiologia 306, S.229-240.

GIEBEL, H. & A. HOMMES (1994): Zum Austauschvorgang zwischen Fluss- und Grundwasser–Fortführung von Auswertungen im Neuwieder Becken. In: Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 38, Heft 1/2, S.2-10.

GRAY L.J. & J.V. WARD (1982): Effects of sediment releases from a reservoir on stream macroinvertebrates. In: Hydrobiologia 96, S.177-84.

GREIF, A. & W. KLEMM (2009): Fortschreibung von Grundlagendaten und Untersuchung ausgewählter Sachverhalte der Maßnahmen- und Bewirtschaftungsplanung zur Reduzierung von Schadstoffeinträgen, Teil: Hintergrundwerte für die Rote und die Wilde Weißeritz. In: Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie; (unveröffentlicht), 131 S.

GREIF, A.; PÄLCHEN, W.; RANK, G. & H. WEIDENSDÖRFER (Bearb.) (2002): Geochemischer Atlas von Sachsen. Teil 2: Spurenelementgehalte in Bachsedimenten. Dresden, 65 S.

GRÖNGRÖFT, A.; SCHWARTZ, R. & G. MIEHLICH (2000): Wirkung eines Winterhochwassers auf Grundwasserstand, Luftgehalt und Redoxspannung eines eingedeichten Auenbodens. In: Angewandte Landschaftsökologie 37, S.277-282.

GRUNEWALD, K. & C. WEBER (2007): Auenböden als Schadstoffsенke? Nutzungsrisiken im Elbe- und Muldegebiet. In: ZEPP, H. (Hrsg.): Ökologische Problemräume Deutschlands. Darmstadt, 279 S.

GRUPE, M. & H. KUNTZE (1988): Zur Ermittlung der Schwermetallverfügbarkeit lithogen und anthropogen belasteter Standorte. 1. Cd und Cu. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 151, S.319-324.

GU, J.; SALEM, A. & Z. CHEN (2012): Lagoons of the Nile delta, Egypt, heavy metal sink: With a special reference to the Yangtze estuary of China. In: Estuarine, Coastal and Shelf Science 117, S.282-292.

GUO, T.; DE LAUNE, R.D. & W.H. PATRICK (1997): The influence of sediment redox chemistry on chemically active forms of Arsenic, Cadmium, Chromium and Zink in estuarine sediment. In: Environment international 23/3, S.305-316.

HAMPEL, U. (2013): Schwermetall-Konzentrationen in Bach- und Ufersedimenten im Einzugsgebiet der Aartalsperre. Diplomarbeit, Universität Marburg, 91 S.

HANISCH, C.; ZERLING, L.; JUNGE, F.W. & W. CZEGKA (2005): Verlagerung, Verdünnung und Austrag von schwermetallbelasteten Flusssedimenten im Einzugsgebiet der Saale. In: Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig - Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse 64, Heft 1. Stuttgart, 135 S.

HANNAK, W. (1957): Stratigraphie und Tektonik im Raum Holzappel–Nassau und ihre Beziehungen zu den dortigen Blei-Zink-Erzgängen. Dissertation, Freie Universität Berlin.

HARTGE, K.-H. & R. HORN (1992): Die physikalische Untersuchung von Böden. 3. Aufl., Stuttgart, 177 S.

HARTLEY, W. & N.W. DICKINSON (2010): Exposure of an anoxic and contaminated canal sediment. Mobility of metal(oid)s. In: Environmental Pollution 158, S.649-657.

HAUENSTEIN, M. & U. HUTZLER- GARDT (1996): Inventur der Gehalte an Spurenelementen und organischen Schadstoffen in Böden von Rheinland-Pfalz. In: MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN (Hrsg.): Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz. Mainz; S.1-210.

HAUENSTEIN, M.; KRIMMEL, M. & M. GOLDSCHMITT (2000): Spurenelemente in Bachsedimenten von Rheinland-Pfalz. Mainz, 73 S.

HAUENSTEIN, M., GOLDSCHMITT, M. & K. MESSERSCHMIDT (2008): Hintergrundwerte der Böden von Rheinland-Pfalz. Online Dokument, abrufbar unter: http://www.mwkel.rlp.de/File/Hintergrundwertebericht-RP-2008-pdf/_1/; (Stand 6/2013).

HEINRICH, K.; RINKLEBE, J. & H.U. NEUE (2000): Einfluss des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs auf Redoxpotentialänderungen während simulierter Hochwasserereignisse in Auenböden. In: FRIESE, K.; WITTNER, B.; MIEHLICH, G. & M. ROHDE (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Berlin, 430 S.

HELLWIG, M. (2002): Die Schwermetallbelastungen und die Schwermetallvegetation im Innerstetal. In: Berichte der Naturhistorischen Gesellschaft Hannover 144, S. 3-21.

HENNEBOEL, S. (2004): Die Bundeswasserstraße Lahn – Fakten zur Wasserstraße, Nutzen, Kosten, Perspektiven. In: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.): Veranstaltungen 3/2004. Koblenz, S. 9-14.

HENNINGSEN, D. & G. KATZUNG (1998): Einführung in die Geologie Deutschlands. 5. Aufl., Stuttgart, 244 S.

HERBST, F. (1969): Über die im Raume Holzappel-Nassau aufsetzenden Blei-Zink-Erzgänge. Bad Ems, 60 S.

HERGESELL, M. & G. BERTHOLD (2007): Auswirkung des Klimawandels auf das Grundwasser in Hessen. In: Jahresbericht 2007 des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, S.45-53.

HERMS, U. & G. BRÜMMER (1979): Einfluß der Redoxbedingungen auf die Löslichkeit von Schwermetallen in Böden und Sedimenten. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 29, S. 533-544.

HERMS, U. & G. BRÜMMER (1980): Einfluss der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Ni, Cu, Zn, Cd und Pb in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen. In: Landwirtschaftliche Forschung 33, S.408-423.

HERMS, U. & G. BRÜMMER (1984a): Einfluss der Redoxbedingungen auf die Löslichkeit von Schwermetallen in Böden und Sedimenten. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 29, S.533-544.

HERMS, U. & G. BRÜMMER (1984b): Einflussgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -

bindung in Böden. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 147, S.400-424.

HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENMANAGEMENT UND GEOINFORMATION, BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2004): Topographische Karte 1:50000 Hessen. CD-Rom, Wiesbaden.

HGN HYDROGEOLOGIE GMBH NORDHAUSEN (1998): Retentionskataster Flussgebiet Aar. FKZ 25846. Abrufbar unter:
http://www.hlug.de/medien/wasser/rkh/berichte/25846_Aar.pdf (Zugriff 3/2011).

HILLENBRAND, T.; TOUISSANT, D.; BÖHM, E.; FUCHS, S.; SCHERER, U.; RUDOLPHI, U.; HOFFMANN, M.; KREIBING, J. & C. KOTZ (2005): Einträge von Kupfer, Blei und Zink in Böden und Gewässer. Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. In: UBA-Texte 19/05, Berlin, 327 S.

HILLER, D.A. & G.W. BRÜMMER (1997): Mikrosondenuntersuchungen an unterschiedlich stark mit Schwermetallen belasteten Böden. 2. Gehalte an Schwermetallen und anderen Elementen in Huminstoffaggregationen, Streustoffen und Holzkohlepartikeln. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 160, S.47-55.

HINDEL, R. & H. FLEIGE (1991): Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland, geogene und anthropogene Anteile. In: UBA-Texte 13/91, Berlin, 137 S.

HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2001): Digitale Bodenkarte von Hessen 1:25000, Blatt 5216 Oberschedt, Wiesbaden.

HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2004a): Digitale Bodenkarte von Hessen 1:50000, Blatt 5316 Gladenbach, Wiesbaden.

HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2004b): Digitale Bodenkarte von Hessen 1:50000, Blatt 5314 Dillenburg, Wiesbaden.

HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2005): Integriertes Klimaschutzprogramm Hessen INKLIM 2012. Projektbaustein II: Klimawandel und Klimafolgen in Hessen. Abschlussbericht. Online Dokument, abrufbar unter:
<http://www.hlug.de/medien/luft/inklim/index.htm>; (Stand 7/2012), 66 S.

HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2007): Geologische Übersichtskarte von Hessen 1: 30000. Wiesbaden.

HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2010a): Badegewässerprofillabelle. Online Dokument, abrufbar unter:
<http://badeseen.hlug.de/public/badegewaesser/lahn-dill-kreis/aartal-see.html?more>; (Stand: 1/2012).

HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2010b): Aartalsee. Flächennutzungen und Einleitungen im Einzugsgebiet. Online Karte, abrufbar unter:
<http://badeseen.hlug.de/badegewaesser/lahn-dill-kreis/aartal-see.html?more>; (Stand 1/2012).

HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2011): Hessisches Gütemessprogramm, Seenuntersuchungen 2010. Online Dokument, 179 S.; abrufbar unter:
http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/wasser/seen/Seenuntersuchung_2010.pdf;
(Stand: 1/2012).

HMULV (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (Hrsg.) (2007): Klimaschutzkonzept Hessen 2012. Online Dokument, 93 S., abrufbar unter:
http://www.klimaoffensivewolfhagen.de/Hessisches_Klimakonzept_2007.pdf;
(Stand 3/2012).

HOLLERT, H.; HAAG, I.; DÜRR, M.; WETTERAUER, B.; HOLTEY-WEBER, B.; KERN, U.; WESTRICH, B.; FÄRBER, H.; ERDINGER, L. & T. BRAUNBECK (2003): Untersuchungen zum ökotoxologischen Schädigungspotential und Erosionsrisiko von kontaminierten Sedimenten in staugeregelten Flüssen. In: Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 15, S.5-12.

HOLLINGSWORTH, P. (2013): Schwermetalluntersuchungen in Gerinne- und Ufersediment am Nieverner Wehr an der unteren Lahn bei Bad Ems. Bachelorarbeit, Universität Marburg, 63 S.

HORNBURG, V. (1991): Untersuchungen zu den Gehalten, zur Mobilität und Verfügbarkeit von Schwermetallen in Böden. In: Bonner Bodenkundliche Abhandlungen 2, 228 S.

HORNBURG, V. & G. BRÜMMER (1989): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Schwermetallen in Böden. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59, S.727-732.

HORNBURG, V. & G.W. BRÜMMER (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden. 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 156, S.467-477.

HUNGER, W. (1994): Die Waldböden des Erzgebirges. In: Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenernährung 37, S.17-22.

HÜRKAMP, K.; RAAB, T. & J. VÖLKEL (2009): Lead pollution in floodplain soils in a historic mining area – age, distribution and binding forms. In: Water, Air and Soil Pollution 201, S.331-345.

IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2007): Climate Change 2007. The Physical Science Basis. Cambridge. Online Dokument, 21 S., abrufbar unter:
www.ipcc.ch; (Stand: 7/2012).

JANSSEN, J. & W. LAATZ (2007): Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows: Eine anwendungsorientierte Einführung in das Basissystem und das Modul Exakte Tests. 6. Aufl., Berlin, 817 S.

JOHNSON, C.A. & I. THORNTON (1987): Hydrological and chemical factors controlling the concentrations of Fe, Cu, Zn and As in a river system contaminated by acid mine

drainage. In: Water Research 21/3, S.359-365.

JUNGE, F.W.; HANISCH, C.; ZERLING, L.; CZEKKA, W.; ARNOLD, A.; JENDRYSCHIK, K.; MORGENSTERN, P.; TREULER, H.CH.; & B. SCHARF (2004): Untersuchungen im Bitterfelder Muldestausee zu den Auswirkungen des Hochwassers vom August 2002 auf die Schwermetallgehalte von Schwebstoffen und Sedimenten. In: GELLER, W.; OCKENFELD, K.; BÖHME, M. & A. KNÖCHEL (Hrsg): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002, S.136-158.

JUNGE, F.W.; HANISCH, C.; ZERLING, L.; & M. GEHRE (2005): Geochemical signatures (C, N, δC^{13} , δN^{15} , metals) of suspended matter in the river Weiße Elster (central Germany): Their seasonal and flow-related distribution 1997-2001. In: Isotopes in Environmental and Health Studies 41, S.141-159.

KANTERT, N. (2013): Retentionsvermögen unterschiedlicher Auenböden ober- und unterhalb einer Staustufe der unteren Lahn. Unveröffentlichte Projektarbeit, FB Geographie der Universität Marburg, 19 S.

KARDEL, K.; RANK, G. & W. PÄLCHEN (1996): Geochemischer Atlas des Freistaates Sachsen, Teil 1: Spurenelementgehalte in Gesteinen, Radebeul, 37 S.

KARDEL, K. & G. RANK (2008): Auenmessprogramm des Freistaates Sachsen– Untersuchung der Auenböden der Elbe und des Muldensystems auf Arsen und Schwermetalle. Online Dokument, abrufbar unter:
http://www.smul.sachsen.de/lfulg/download/auen_endber.pdf;
(Stand 6/2013).

KATTERFELD, C. (2011): Die Bedeutung von Gerinnesedimenten im Phosphorhaushalt kleiner Fließgewässer der Region Basel. In: Baseler Beiträge zur Physiogeographie: Physiogeographica 42. Basel, 201 S.

KAYSER, E. (1891/92): Geologische Spezialkarte und Erläuterungen zur Geologischen Spezialkarte von Preußen, Blatt Bad Ems, 42 S., 2 Karten, Berlin.

KE, Q.; KOSTER, M. & G. KAZANTZIS (2005): Cancerogenicity of Metal compounds S.177-196.. In: NORDBERG, G.F.; FOWLER, B.A.; NORDBERG, M.; & L. FRIBERG (Hrsg) (2005): Handbook of the Toxicology of Metals. 3. Aufl., Amsterdam, 975 S.

KELDERMAN, P. & A.A. OSMAN (2007): Effect of redox potential on heavy metal binding forms in polluted canal sediments in Delft (The Netherlands). In: Water Research 41, S.4251-4261.

KERN, U. (1997): Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars. In: Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Universität Stuttgart 93, Stuttgart, 247 S.

KERNER, M. & K. WALLMAN (1992): Remobilization events involving Cd and Zn from intertidal flat sediments in the Elbe Estuary during the tidal cycle. In: Estuarine, Coastal and Shelf Science 35, S.371-393.

KLAAS, N.; BRAUN, J. & S. MACKENBERG (2007): Entwicklung eines

Immobilisierungsverfahrens für Schwermetalle unter der Nutzung des geogenen Sulfatgehalts im Grundwasser. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS. Online Dokument, abrufbar unter: <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de>; (Stand 4/2013).

KLAUBING, O. (1988): Die Naturräume Hessens. In: Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz 67, 43 S.

KLEINSCHMIDT, O. (2004): Industrien, Dienstleistungsbetriebe und Gewerkschaften im Hohen Westerwald. 3. Aufl.; Koblenz, 77 S.

KLEMM, W.; GREIF, A.; BRÖKERT, J.A.; SIEMENS, V.; JUNGE, F.; VAN DER VEEN, A.; SCHULTZE, M. & A. DUFFEK (2005): A study on arsenic and heavy metals in the Mulde river system. In: Acta hydrochimica et hydrobiologica 33, S.475-491.

KLOOS, H. (1967): Im Quellgebiet der Aar. Band 1. Niederweidbach, 154 S.

KNOLLE, F. (1989): Harzbürtige Schwermetallkontaminationen in den Flussgebieten von Oker, Innerste, Leine und Aller. In: Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens 42, S.53-60.

KÖHN, M. (1929): Korngrößenanalyse vermittelt Pipettanalyse. Tonindustrie-Zeitung 53, S.729–731.

KOSSMAT, F. & R. REINISCH (1916): Geologische Karte von Sachsen (Königreich), Sektion 100 Blatt Dippoldiswalde-Frauenstein 1: 25000; 2. Aufl, Leipzig.

KRÜGER, F. & A. GRÖNGRÖFT (2004): The difficult assessment of heavy metal contamination of soils and plants in Elbe river floodplains. In: Acta hydrochimica et hydrobiologica 31, S.436-443.

KRÜGER, F.; MEISSNER, R.; GRÖNGRÖFT, A. UND K. GRUNEWALD (2005): Flood induced Heavy Metal and Arsenic Contamination of Elbe River Floodplain Soils. In: Acta hydrochimica et hydrobiologica 33, S.455-465.

KUMMERT, R. & W. STUMM (1992): Gewässer als Ökosysteme. Grundlagen des Gewässerschutzes. 3. Aufl.; Zürich, 331 S.

KUNTZE, H., U. HERMS & E. PLUQUET (1984): Schwermetalle in Böden. Bewertung und Gegenmaßnahmen. In: Geologisches Jahrbuch A 75, S.715-736.

KUNTZE, H. & U. HERMS (1986): Bedeutung geogener und pedogener Faktoren für die weitere Belastung mit Schwermetallen. In: Naturwissenschaften 73, S.195-205.

KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & G. SCHWERTDFEGER (1994): Bodenkunde. Stuttgart 568 S.

KÜNZLER, K. (2010): Der historische Bergbau des Lahngebiets. Weilburg, 160 S.

LABO (BUND- UND LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ) (Hrsg.) (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. Aufl.; Online

Dokument, abrufbar unter:

http://www.labo-deutschland.de/documents/LABO-HGW-Text_4e3.pdf;
(Stand 6/2013).

LAGA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL) (Hrsg.) (2004): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen. Teil II: Technische Regeln. Online Dokument, abrufbar unter:
<http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wertstoffe/13770.htm>; (Stand: 4/2011).

LANDESAMT FÜR VERMESSUNG UND GEOBASISINFORMATION RHEINLAND-PFALZ, BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2004): Topographische Karte 1:50000 Rheinland-Pfalz/Saarland. CD-Rom, Koblenz.

LANGHANS, G. (1998): Biochemische Schwermetallauskreisung aus Abfällen während des Anaerobprozesses. In: Abfallwirtschaftsjournal 5/1998.

LANUV (2006): Gewässerverzeichnis des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW. Online Dokument, abrufbar unter:
http://www.lanuv.nrw.de/wasser/pdf/GSK3B_Gewaesserverzeichnis.pdf;
(Stand 4/2013).

LfULG (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE) (2004): Ereignisanalyse Hochwasser August 2002 in den Osterzgebirgsflüssen. Online Dokument, 176 S., abrufbar unter:
<http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/2466.htm>;
(Stand 6/2012).

LfULG (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE) (2010): Hydrologisches Handbuch Teil 4: Haupttabellen der mittleren Durchflusswerte. Online Dokument, 160 S., abrufbar unter:
<http://www.smul.sachsen.de/lfl/publikationen>; (Stand 6/2012).

LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (Hrsg.) (1998): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II. Berlin, 26 S.

LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (Hrsg.) (2005): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Online-Dokument, abrufbar unter: http://www.lawa.de/documents/GFS-Bericht-DE_a8c.pdf; (Stand 4/2013).

LEGRET, M. (1993): Speciation of heavy metals in sewage sludge and sludge-amended soil. In: International Journal of Environmental Analytical Chemistry 51, S.161-165.

LEHMANN, J.; PUFF, T.; DAMKE, H.; EIDAM, J.; HENNIG, K.-H.; JÜLICH, W.-D. & H. ROßBERG (1999): The Odra river load of heavy metals at Hohenwutzen during the flood in 1997. In: Acta hydrochimica et hydrobiologica 27, S.321-324.

LENZ, W. (1986): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung und -mobilität im ehemaligen Blei-Zink-Revier Bad Ems/Holzappel. In: Giessener Geologische Schriften 40, 119 S.

LESER, H. (1977): Feld- und Labormethoden der Geomorphologie. Berlin/New York, 446 S.

LICHTFUß, R. & G. BRÜMMER (1977): Schwermetallbelastung von Elbe-Sedimenten. In: Naturwissenschaften 64, S.122-125.

LICHTFUß, R. & G. BRÜMMER (1981): Natürlicher Gehalt und anthropogene Anreicherung von Schwermetallen in den Sedimenten von Elbe, Eider, Trave und Schwentine. In: Catena 8, S.251-264.

LIPPERT, H.J. (1992): Geologische Übersichtskarte der Dill-Mulde, der nordöstlichen Lahn-Mulde und der Hörre, 1:100000, 2. Aufl., Wiesbaden.

LOEB, R.; LAMERS, L.P. & J.G. ROELOFS (2008): Effects of winter versus summer flooding and subsequent desiccation on soil chemistry in a riverine hay meadow. In: Geoderma 145, S.84-90.

LOHSE, M. & B. GALLENKEMPER (2001): Schwermetalle in Abwässern von Restabfallvergärungsanlagen. Online Dokument, abrufbar unter: <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussberichts Schwermetallabwasser.pdf>; (Stand 4/2013).

LOTZ, K. (1995): Einführung in die Geologie Hessens. Marburg, 267 S.

LTV (LANDESTALSPERRENVERWALTUNG DES FREISTAATES SACHSEN) (Hrsg.) (2009): Die Sanierung der Talsperre Klingenberg. Online Dokument, 10 S., abrufbar unter: <http://www.smul.sachsen.de/ltv/13758.htm#article14496>; (Stand 3/2011).

LÜTHJE, S. (2004): Die Gewässerqualität der Lahn in Rheinland-Pfalz. In: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.): Veranstaltungen 3/2004, S.37-46. Koblenz.

LUWG (LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUF SICHT RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.) (2011): Gewässerzustandsbericht 2010. Mainz, 222 S.

MACKLIN, M.G.; HUDSON-EDWARDS, K.A. & E.J. DAWSON (1997): The significance of pollution from historic metal mining in the Pennine orefields on river sediment contaminant fluxes to the North sea. In: Science of the Total environment 194/195, S.391-397.

MANDAL, B.K. & K. T. SUZUKI (2002): Arsenic round the world. A review. In: Talanta 58, S. 201-235.

MARKUS, K. (1995): Bodenbelastungsgebiete im Freistaat Sachsen, Beispiel Region Freiberg. In: Sächsische Bodenschutztage 1995, 20./21. September 1995. Tagungsband, S.149-159, Dresden.

MARTIN, C.W. (1997): Heavy metal concentrations in floodplain surface soils, Lahn river, Germany. In: Environmental Geology 30, S.119-125.

- MARTIN, C.W. (2000): Heavy metal trends in floodplain sediments and valley fill, Lahn river, Germany. In: Catena 39, S.53-68.
- MARTIN, C.W. (2004): Heavy metal storage in near channel sediments of the Lahn river, Germany. In: Geomorphology 61, S.275-285.
- MARTIN, C.W. (2009): Recent changes in heavy metal storage in flood-plain soils of the Lahn river, central Germany. In: Environmental Geology 58, S.803-814.
- MARX, S. (1973): Physisch-geographischer Überblick. In: HYDROMETEROLOGICKY USTAV DER CSSR & METEOROLOGISCHER DIENST DER DDR (Hrsg.): Abhandlungen des Meteorologischen Dienstes der Deutschen Demokratischen Republik 104, Bd. 13, Berlin, S.4-7.
- MASSCHELEYN, P.H.; PARDUE, J.H.; DELAUNE, R.D. & W.H. PATRICK (1992): Chromium redox chemistry in a lower Mississippi valley bottomland hardwood wetland. In: Environmental Science and Technology 26, S.1217-1226.
- MATSCHULLAT, J.; HEINRICHS, H. & J. SCHNEIDER (1989): Sources and behaviour of pollutants in several catchments in the western Harz Mountains, F.R.G. In: Science of the Total Environment 87/88, S.105-116.
- MATSCHULLAT, J.; KRITZER, P. & W. MAENHAUT (1995): Geochemical Fluxes in Forested Acidified Catchments. In: Water, Air and Soil Pollution 85, S.859-864.
- MATTHES, S. (2001): Mineralogie. 6. Aufl., Heidelberg, 507 S.
- MEIßNER, D. (2004): Hydrologische Erschließung der Lahn von Gießen bis zur Mündung. In: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.): Veranstaltungen 3/2004, S. 15-26. Koblenz.
- MERIAN, E. (Hrsg.) (1984): Metalle in der Umwelt. Weinheim, 722 S.
- MERLE, G.; MOSNIER, D. & J.N. TOURENQ (1994): La vindange de la retenue de Pareloup en 1993: une etape-clef dans la vie du lac. In: Hydroecologie Applique 6, S.427-446.
- MEYNEN, E. & J. SCHMITHÜSEN (1953): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Band 1. Erste Lieferung, Remagen, 608 S.
- MEYNEN, E. & J. SCHMITHÜSEN (1960): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Band 2. Sechste Lieferung, Remagen, S.609 -1339.
- MIDDELKOOP, H. (2000): Heavy-metal pollution of the river Rhine and Meuse floodplains in the Netherlands. In: Geologie en Mijnbouw–Netherlands Journal of Geosciences 79, S.411-427.
- MOHR, N. (2013): Sedimentations- und Erosionsneigung belasteter Sedimente im ehemaligen Bergbaugebiet Friedrichsseggen. Unveröffentlichte Projektarbeit am FB Geographie der Universität Marburg, 22 S.

- MUFV (MINISTERIUM FÜR UMWELT, FORSTEN UND VERBRAUCHERSCHUTZ RHEINLAND-PFALZ) (Hrsg.) (2007): Klimabericht 2007 Rheinland-Pfalz. Online Dokument, 184 S., abrufbar unter: www.mufv.rlp.de/energie-und-klimaschutz/energie-und-klimaberichte/klimabericht-rheinland-pfalz/; (Stand 7/2012).
- MÜLLER, A.; HANISCH, C.; ZERLING, L.; LOHSE, M. & A. WALTHER (1998): Schwermetalle im Gewässersystem der Weißen Elster. In: Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Klasse 58, Heft 6, 199 S.
- MÜLLER, G. (1979): Schwermetalle in Sedimenten des Rheins–Veränderungen seit 1971. In: Umschau 79, S.778-783.
- MÜLLER, G. (1980a): Anstieg der Schwermetall-Konzentration in Sedimenten der Elbe bei Stade (1975-1980). In: Naturwissenschaften 67, S.560-561.
- MÜLLER, G. (1980b): Schwermetalle in Sedimenten des staugeregelten Neckars–Veränderungen seit 1974. In: Naturwissenschaften 67, S.308.
- MÜLLER, G. (1981): Die Schwermetallbelastung der Sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse: Eine Bestandsaufnahme. In: Chemiker-Zeitung 105, S.157-164.
- MÜLLER, G. (1986): Schadstoffe in Sedimenten – Sedimente als Schadstoffe. In: Mitteilungen der Österreichischen Geologischen Gesellschaft 79, S.107-126.
- MÜLLER, G. & U. FÖRSTNER (1973): Anorganische Schadstoffe im Neckar. In: Ruperto Carola 51, S.67-71.
- MÜLLER, G. & U. FÖRSTNER (1975): Heavy metals in Sediments of the Rhine and Elbe: Estuaries Mobilization or Mixing Effect? In: Environmental Geology 1, S.33-39.
- MÜLLER, G. & U. FÖRSTNER (1976): Schwermetalle in den Sedimenten der Elbe bei Stade: Veränderungen seit 1973. In: Naturwissenschaften 63, S.242.
- MÜLLER, G. & R. FURRER (1994): Die Belastung der Elbe mit Schwermetallen. Erste Ergebnisse von Sedimentuntersuchungen. In: Naturwissenschaften 81, S.401-405.
- MÜLLER, H. (1850): Über das Gneisgebirge um Anaberg. In: Neues Jahrbuch für Mineralogie, Geognosie, Geologie und Petrefaktenkunde, S. 592-596.
- MÜLLER, J.; RUPPERT, H.; MURAMATSU, Y. & J. SCHNEIDER (2000): Reservoir sediments—a witness of mining and industrial development (Malter reservoir, eastern Erzgebirge, Germany). In: Environmental Geology 39, S.1341-1351.
- MÜLLER-BENEDICT, V. (2011): Grundkurs Statistik in den Sozialwissenschaften. 5. Aufl., Wiesbaden, 279 S.
- NAYLOR, C.; DAVISON, W.; MOTELICA-HEINO, M.; VAN DEN BERG, G.A. & L.M. VAN DER HEIJDT (2006): Potential kinetic availability of metals in sulfidic freshwater sediments. In: Science of the Total Environment 357, S.208-220.

- NEITE, H. (1989): Zum Einfluß von pH und organischem Kohlenstoffgehalt auf die Löslichkeit von Eisen, Blei, Mangan und Zink in Waldböden. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 152, S.441-445.
- NEULAND, H.; SCHRIMPF, E. & R. HERRMANN (1978): Zur Änderung der Spurenmetallgehalte im fließenden Wasserkörper und den Sedimenten entlang eines Flußabschnittes des Roten Mains in Abhängigkeit von pH, Redoxpotential und anderen Einflussgrößen. In: Catena 5, S.19-31.
- NG, S. & C. BLOOMFIELD (1962): The effect of flooding and aeration on the mobility of certain trace elements in soils. In: Plant Soil 6, S.108–135.
- NYBERG, P.; ANDERSON, P.; DEGERMANN, E.; BORG, H. & E. OLOFSSON (1995): Labile inorganic Manganese – an overlooked reason for fish mortality in acidified streams? In: Water, Air and Soil Pollution 85, S.333-340.
- OGEWV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung). In: Bundesgesetzblatt 2011, Teil I, Bonn, S.1429.
- OLIVIE-LAUQUET, G.; GRUAU, G.; DIA, A.; RIOU, C.; JAFFREZIC, A. & O. HENIN (2001): Release of trace elements in wetlands: Seasonal variability. In: Water Research 35, S.943-952.
- OPP, C. (1999): Schwermetalle. In: BASTIAN & SCHREIBER (Hrsg.): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. 2. Aufl., Heidelberg, S. 239-246.
- OPP, C. (1998): Geographische Beiträge zur Analyse von Bodendegradationen unter ihrer Diagnose in der Landschaft. In: Leipziger Geowissenschaften 8, 187 S.
- ORR, C.H; ROGERS, K.L. & E.H. STANLEY (2006): Channel morphology and P uptake following removal of a small dam. In: Journal of the North American Benthological Society 25, S. 556-568.
- OVERESCH, M.; DÜSTER, L.; GREEF, K.; RINKLEBE, J. & T. MANSFELDT (2008): Ermittlung und Beurteilung des Mobilisationspotentials von Arsen in Böden. Abschlussbericht des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“, Projekt B 4.07. 116 S.; Online-Dokument, abrufbar unter: http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LABO/B_4.07/Abschlussbericht_Projekt_B_4_07.pdf; (Stand 4/2013).
- PÄLCHEN, W.; RANK, G.; BERGER, R. & P. OSSENKOPF (1998): Spurenelemente in Sedimenten erzgebirgischer Fließgewässer. In: Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Klasse 58, Heft 4, S. 33-50.
- PANUTRAKUL, S. & W. BAEYENS (1991): Behaviour of heavy metals in a mud flat of the Scheldt-Estuary, Belgium. In: Marine Pollution Bulletin 22, S.128-134.
- PÄTZ, P.; ROLINSKI, S.; SCHEIFHACKEN, N.; JÄHNICHEN, S. & J. BENNDORF (2008): Solo, Quartett oder Orchester? Koloniebildung bei *Asterionella formosa* und ihr Erscheinungsbild im Größenspektrum. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie

(DGL); Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2008 (Konstanz), Hardeggen 2009. Online Publikation, abrufbar unter: <http://tu-dresden.de>; (Stand 2012).

PETERSEN, W.; WALLMANN, K.; LI, P.; SCHROEDER, F. & H.D. KNAUTH (1996): The influence of diagenetic processes on the exchange of trace contaminants at the sediment-water interface. In: CALMANO, W. & U. FÖRSTNER (Hrsg.): Sediments and Toxic Substances. Environmental Effects and Ecotoxicology. Berlin, S.37-51.

PEURANEN, S.; VUORINEN, P.J.; VUORINEN, M. & A. HOLLENDER (1994): The effects of iron, humic acids and low pH on the gills and physiology of brown trout (*Salmo trutta*). In: Annales Zooligici Fennici 32, S.317-329.

PIETZSCH, K. (1962): Geologie von Sachsen. Berlin, 870 S.

PLETSCH, A. (1989): Hessen. Darmstadt, 249 S.

PÜTZ, K. (1995): Die Steuerung der externen Belastung der Sächsischen Talsperren als wesentliche Strategie ihrer Wassergütebewirtschaftung. In: Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 80, S.563-578.

RANK, G.; KARDEL, K.; PÄLCHEN, W. & H. WEIDENSDÖRFER (2001): Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil 3: Bodenmessprogramm, Bodenmessnetz Raster 4 km x 4km. CD-Rom, Dresden.

REDDY, K.R. & W.H. PATRICK (1977): Effect of redox potential and pH on the uptake of cadmium and lead by rice plants. In: Journal of Environmental Quality 6, S.259-262.

RENNERT, T. & J. RINKLEBE (2010): Release of Ni and Zn from contaminated floodplain soils under saturated flow conditions. In: Water, Air and Soil Pollution 205, S.93-105.

RENNERT, T.; MEIßNER, S.; RINKLEBE, J. & K. U. TOTSCHKE (2010): Dissolved inorganic contaminants in a floodplain soil: Comparison of in situ soil solutions and laboratory methods. In: Water, Air and Soil Pollution 209, S.489-500.

RICHTER, K.G. & C. IBER (2008): Untersuchung zum Einfluss der Klimavariabilität und anthropogen verursachten Klimaschwankungen auf Abflüsse für verschiedene Einzugsgebiete in Hessen. Online Dokument, 40 S., abrufbar unter: <http://klimawandel.hlug.de/forschungsprojekte/>; (Stand 7/2012).

RIGGSBEE, J.A.; WETZEL, R. & M.W. DOYLE (2012): Physical and plant community controls on Nitrogen and Phosphorus leaching from impounded riverine wetlands following dam removal. In: River research and Applications 28, S.1439-1450.

RINKLEBE, J.; STUBBE, A.; STAERK, H.J.; WENNRICH, R. & H.U. NEUE (2005): Factors controlling the dynamics of As, Cd, Zn and Pb in alluvial soils of the Elbe river (Germany). In: LYON, W.G.; HONG, J. & R.K. REDDY (Hrsg.): Proceedings of Environmental Science and Technology 2005, Volume 2, New Orleans, S. 265-270.

RINKLEBE, J.; FRANKE, C. & H.U. NEUE (2007): Aggregation of floodplain soils based on classification principles to predict concentrations of nutrients and pollutants. In:

Geoderma 141, S.210-223.

RIßLER, P. (1998): Talsperrenpraxis. München, 439 S.

ROSENBAUM-MERTENS (2003): Sedimente als Schadstoffarchive. Veränderungen im Schwermetalleintrag in die Umwelt seit 1945. Hochauflösende Untersuchungen von Seeablagerungen in Industriezonen und naturbelassenen Bereichen. Dissertation, Universität Duisburg-Essen, 192 S.

ROSNER, H.J. (1997): Verarbeitung Geographischer Daten. Methodische Bausteine zu Statistik und GIS. In: Kleinere Arbeiten aus dem Geographischen Institut der Universität Tübingen 16, Tübingen, 128 S.

ROTHER, P. (2005): Die Geologie Deutschlands. Darmstadt, 240 S.

ROTHWELL, J.J.; EVANS, M.G. & T.E. ALLOTT (2006): Sediment-Water interactions in an eroded and heavy metal contaminated peatland catchment, southern Pennines, UK. In: Water, Air and Soil Pollution: Focus 6, S.669-676.

RUPP, H.; RINKLEBE, J.; BOLZE, S. & R. MEISSNER (2010): A scale-dependent approach to study pollution control processes in wetland soils using three different techniques. In: Ecological Engineering 36, S.1439-1447.

RUPP, H. & R. MEISSNER (2013): Die Dynamik von Schwermetallen und Arsen in Auenböden–Ergebnisse von kombinierten Feld- und Lysimeterversuchen. In: 15. Gumpensteiner Lysimetertagung 2013, S.103-108.

SABEL, K.-J. & E. FISCHER (1987): Boden- und vegetationsgeographische Untersuchungen im Westerwald. In: Frankfurter Geowissenschaftliche Arbeiten, Serie D, Band 7: 268 S.

SAENGER, N. (2001): Austauschprozesse zwischen Fließgewässer und hyporheischer Zone. In: Wasser & Boden 53/5, S.11-18.

SAEKI, K., OKAZAKI, M. & S. MATSUMOTO (1993): The chemical phase changes of heavy metals with drying and oxidation of the lake sediments. In: Water Research 27, Nr.7, S.1243-1251.

SALOMONS, W. & U. FÖRSTNER (1984): Metals in the Hydrocycle. Heidelberg, 349 S.

SALOMONS, W.; DE ROOIJ, N.M.; KERDIJK, H. & J. BRIL (1987): Sediments as source for contaminants? In: Hydrobiologia 149, S.13-30.

SAUER, A. & K. PIETZSCH (1912): Geologische Karte von Sachsen (Königreich), Sektion 81 Blatt Tharandt 1: 25000; 2. Aufl, Leipzig.

SCHACHTSCHABEL, P. (1951): Die Bestimmung von S-Wert, T-Wert und Sättigungsgrad. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde 53/1, S.7-20.

SCHALCH, F. (1887): Erläuterungen zur geologischen Specialkarte des Königreichs

Sachsen. Section Dippoldiswalde-Frauenstein, Blatt 100. Leipzig, 50 S.

SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl., Heidelberg, 593 S.

SCHEITHAUER, J. (2006): Umweltwandel im Erzgebirge. Eine vergleichende Analyse und Bewertung geoökologischer Prozesse in bewaldeten Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren der oberen Berglagen. In: Beiträge zur Landschaftsforschung 2006, Band 3. Dresden, 253 S.

SCHENK, R. (1995): Schwermetalle in aktuellen Sedimenten der Wupper. In: Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 4, S.145–152.

SCHLICHTING, E.; BLUME, H.P. & K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum. 2. Aufl., Berlin, 295 S.

SCHMIDT, J.; MICHAEL, A. & M. VON WERNER (1998): Gewässerbelastung durch erosionsbedingte Stoffeinträge (Beispiel TS Saidenbach). In: Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Klasse 58, Heft 4, S. 17-32.

SCHMIDT, P. A.; HEMPEL, W.; DENNER, M.; DÖRING, N.; GNÜCHTEL, A.; WALTER, B. & D. WENDEL (2002): Potentielle Natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1:200 000;Dresden, 230 S. +Kartenanhang.

SCHÖNE, K. & B. ANDREAS (Bearb.) (2007): Talsperren in Sachsen. Pirna, 232 S.

SCHÖNEMANN, N.; MATHEWS, K. & P. HENNEBERG (2008): Böden im Klimawandel – Was tun?! In: UBA (Umwelt Bundesamt) (Hrsg.): UBA-Texte 25/08. Online Dokument, 388 S., abrufbar unter:
<http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3495.pdf>;
(Stand 3/2012).

SCHÖNWIESE, C.D.; STAEGER, T.; STEINER, H. & S. BRINKMANN (2006): Analyse der Klimaveränderungen in Hessen für den Zeitraum 1901 bis 2003. Bericht Nr. 3, Institut für Atmosphäre und Umwelt, Universität Frankfurt/Main, 74 S.

SCHÖNWIESE, C.D. & R. JANOSCHNITZ (2008): Klima-Trendatlas Europa 1901-2000. In: Berichte des Instituts für Atmosphäre und Umwelt der Universität Frankfurt/Main 7, 82 S.

SCHÖNWIESE, C.D. (2008): Klimawandel global und in Deutschland–Fakten der Vergangenheit und Szenarien der Zukunft. Online Dokument, 4 S., abrufbar unter:
<http://publikationen.ub.uni-frankfurt.de/volltexte/2008/5923/>; (Stand 7/2012).

SCHÖNWIESE, C.D. (2009): Klimawandel in Hessen. In: Marburger Geographische Gesellschaft (Hrsg.): Jahrbuch 2009, Marburg, 216 S.

SCHULZ, M.; BÜTTNER, O.; BABOROWSKI, M.; BÖHME, M.; MATTHIES, M. & W. VON TÜMPLING (2009): A dynamic model to simulate Arsenic, Lead, and Mercury contamination in the terrestrial environment during extreme floods of rivers. In: Clean

–Soil, Air, Water 37, S. 209-217.

SCHULZ-ZUNKEL, C. & F. KRÜGER (2009): Trace Metal Dynamics in Floodplain Soils of the River Elbe: A Review. In: Journal of Environmental Quality 38, S.1349-1362.

SCHWARTZ, R.; SCHMIDT, B. & G. MIEHLICH (1998): Einfluss einer Hochwasserwelle auf den Wassergehalt und das Redoxpotential von Auenböden an der Mittel-elbe. In: GELLER et al. (Hrsg.): 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar – Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. Stuttgart, S.257-258.

SCHWARTZ, R.; NEBELSIEK, A. & A. GRÖNGRÖFT (1999): Das Nähr- und Schadstoffangebot der Elbe im Wasserkörper sowie in den frischen schwebstoffburtigen Sedimenten am Meßort Schnackenburg in den Jahren 1987-1997. In: Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 44, S.65-83.

SCHWARTZ, R. (2001): Die Böden der Elbaue bei Lenzen und ihre möglichen Veränderungen nach Rückdeichung. In: Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 48, 391 S.

SCHWARTZ, R.; GRÖNGRÖFT, A. & G. MIEHLICH (2003a): Einfluss von Überflutungsereignissen auf Redoxspannung und Zusammensetzung der Bodenlösung von Auenböden am Beispiel der Mittel-elbe. In: Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft – Fachgruppe in der Gesellschaft Deutscher Chemiker, Tagungsband S.292-296.

SCHWARTZ, R.; GRÖNGRÖFT, A. & G. MIEHLICH (2003b): Pore water composition as device for the detection of origin and flow direction of soil water in alluvial soils of the Middle-Elbe-River. In: Acta Hydrochimica et Hydrobiologica 31, S.423-435.

SEIDEL, H.; MATTUSCH, J.; WENNRICH, R.; MORGENSTERN, P. & J. ONDRUSCHKA (2002): Mobilization of Arsenic and heavy metals from contaminated sediments by changing the environmental conditions. In: Acta Biotechnologica 22, S.153-160.

SITTE, J.; AKOB, D.M.; KAUFMANN, C.; FINSTER, K.; BANERJEE, D.; BURKHARDT, E.M.; KOSTKA, J.E.; SCHEINOBST, A.C.; BÜCHEL, G. & K. KÜSEL (2010): Microbial links between sulfate reduction and metal retention in uranium- and heavy metal-contaminated soil. In: Applied and Environmental Microbiology 76, S.3143-3152.

SMEDLEY, P.I. & D.G. KINNIGURGH (2002): A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. In: Applied Geochemistry 17, S.517-568.

SPEELMANS, M.; VANTHUYNE, D.R.; LOCK, K.; HENDRICKX, F.; DU LAING, G.; TACK, F.M. & C.R. JANSSEN (2007): Influence of flooding, salinity and inundation time on the bioavailability of metals in wetlands. In: Science of the Total Environment 380, S.144-153.

SPEELMANS, M.; LOCK, K.; VANTHUYNE, D.R.; HENDRICKX, F.; DU LAING, G.; TACK, F.M. & C.R. JANSSEN (2009): Hydrological regime and salinity alter the bioavailability of Cu and Zn in Wetlands. In: Environmental Pollution 158, S.1870-1875.

STAATSBETRIEB GEOBASISINFORMATION UND VERMESSUNG SACHSEN, BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2004): Topographische Karte 1:50000 Sachsen. CD-

Rom, Dresden.

STAEGER, T.; JONAS, M. & C.D. SCHÖNWIESE (2006): Auftreten und Andauer extremer Witterungsereignisse in Hessen (1951–2000). Bericht Nr. 5, Institut für Atmosphäre und Umwelt, Universität Frankfurt/Main, 41 S.

STANLEY, E.H. & M.W. DOYLE (2002): A Geomorphic Perspective on Nutrient Retention Following Dam Removal. In: *Bioscience* 52, S.693-701.

STANLEY, E.H. & M.W. DOYLE (2003): Trading off: the ecological effects of dam removal. In: *Frontiers in Ecology and the Environment* 1, S.15-22.

STOCK, M.; KROPP, J. & O. WALKENHORST (2009): Risiken, Vulnerabilität und Anpassungserfordernisse für klimaverletzliche Regionen. In: *Raumforschung und Raumordnung* 67, 97-113.

STRUMPF, T. & C. REICHMUTH (2009): Risikoabschätzung von Schadelementen (Schwermetallen) im System Boden/Pflanze. In: *Gesunde Pflanzen* 61, S.39-50.

SUDBRACK, R. & K. PÜTZ (2004): Schlussfolgerungen aus dem August-Hochwasser 2002 für die Güte-Bewirtschaftung der sächsischen Talsperren und Speicher. Online Publikation im Rahmen des 13. Talsperrensymposiums 2004 in Weimar. Abrufbar unter: http://www.germannatcom-icold.de/pdf/talsperrensymposium_2004/V_19.PDF; (Stand 11/2013).

TICHOMIROWA, M. (2001): Die Gneise des Erzgebirges – Hochmetamorphe Äquivalente von neoproterozoisch–frühpaläozoischen Grauwacken und Granitoiden der Cadomiden. Habilitationsschrift, TU Freiberg, 223 S.

TRÄBING, K.; FISCHER-ANTZE, T. & A. DITTRICH (2001): Wasserbaulich beeinflusste Austauschprozesse zwischen Oberflächen- und Porenwasser. In: *Wasser & Boden* 53/5, S.19-24.

TRINKWV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung). In: *Bundesgesetzblatt* 2001, Teil 1, Bonn, S.959ff. Online Dokument, abrufbar unter: http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/trinkwv_2001/gesamt.pdf; (Stand 4/2013).

TRIVEDI, P. & L. AXE (2000): Modeling Cd and Zn sorption to hydrous metal oxides. In: *Environmental Science and Technology* 34, S.2215-2223.

TUREKIAN, K.K. & K.H. WEDEPOHL (1961): Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. In: *Geological Society of America Bulletin* 72, S.175-192.

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (Hrsg.) (2001): Sachstandsbericht: Abtrag von Kupfer und Zink von Dächern, Dachrinnen und Fallrohren durch Niederschläge. Presse-Hintergrundpapiere des Umweltbundesamtes. Online Dokument, abrufbar unter: <http://www.umweltdaten.de/uba-info-presse/hintergrund/cuzn.pdf>; (Stand 4/2013).

ULRICH, K.U. (1998): Vergleichende Untersuchungen zu Auswirkungen des Sediments auf die Wasserbeschaffenheit in Trinkwassertalsperren unter Berücksichtigung von Stauspiegelschwankungen. Göttingen, 120 S.

ULRICH, K.U.; PAUL, L. & M. HUPFER (2000): Schadstoffgehalte in den Sedimenten von Staugewässern. In: *Wasser & Boden* 52/10, S.27-32.

VANBROEKHOVEN, K.; VAN ROY, S.; GIELEN, C.; MAESEN, M.; RYNGAERT, A.; DIELS, L. & P. SEUNTJENS (2007): Microbial gradients as key drivers for metal (im)mobilization along a redox gradient in the saturated zone. In: *Environmental Pollution* 148, S.759-769.

VAN DEN BERG, G.A.; LOCH, J.P. & H.J. WINKELS (1998a): Vertical distribution of Acid-Volatile Sulfides and simultaneously extracted metals in a recent sedimentation area of the river Meuse in the Netherlands. In: *Environmental Technology and Chemistry* 17, S.758-763.

VAN DEN BERG, G.A.; LOCH, J.P. & H.J. WINKELS (1998b): Effect of fluctuating hydrological conditions on the mobility of heavy metals in soils of a freshwater estuary in the Netherlands. In: *Water, Air and Soil Pollution* 102, S.377-388.

VAN DEN BERG, G.A.; LOCH, J.P.; ZWOLSMAN, J.J. & L.M. VAN DER HEIJDT (1998c): Non-steady state behavior of heavy metals in contaminated freshwater sediments. In: *Water Science and Technology* 37, S.39-46.

VAN DEN BERG, G.A.; LOCH, J.P.; VAN DER HEIJDT, L.M. & J.J. ZWOLSMAN (1998d): Mobilization of heavy metals in contaminated sediments in the river Meuse, the Netherlands. In: *Water, Air and Soil Pollution* 116, S.567-586.

VAN DEN BERG, G.A.; LOCH, J.P.; Van der Heijdt, L.M. & J.J. Zwolsman (2000): Redox processes in recent sediments of the river Meuse, the Netherlands. In: *Biogeochemistry* 48, S.217-235.

VAN GRIETHUSEN, C.; LUITWIELER, M.; JOZIASSE, J. & A.A. KOELMANS (2005): Temporal variation of trace metal geochemistry in floodplain lake sediment subject to dynamic hydrological conditions. In: *Environmental Pollution* 137, S.281-294.

VAN SAAN, B. (1996) Schwermetalle in Wäldern in der Umgebung der Bleihütte Braubach. Dissertation, Universität Trier, 135 S.

VIERECK-GÖTTE, L. & U. EWERS (1997): Grundlagen und Verfahren zu der Ableitung von Richtwerten. In: MATSCHULLAT, J.; TOBSCHALL, H.J. & H.J.VOIGT (Hrsg.): *Geochemie und Umwelt. Relevante Prozesse in Atmo-, Pedo- und Hydrosphäre*. Berlin, 442 S.

VINK, J.P.; HARMSSEN, J. & H. RIJNHAARTS (2010): Delayed immobilization of heavy metals in soils and sediment under reducing and anaerobic conditions; consequences for flooding and storage. In: *Journal of Soils and Sediments* 10, S.1633-1645.

VON DER KAMMER, F.; BABOROWSKI, M.; TADJIKI, S. & W. v. TÜMLING (2003): Colloidal Particles in Sediment Pore waters: Particle Size Distributions and Associated

Element Size Distribution in Anoxic and Re-oxidized Samples, Obtained by FFF-ICP-MS Coupling. In: *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 31, S.400-410.

VON GUNTEN, H.R.; KAREMTexas, G.; KRÄHENBÜHL, U.; KUSUYS, M.; GIOVANOLI, R.; HOEHN, E. & R. KEIL (1991): Seasonal biogeochemical cycles in riverbourne groundwater. In: *Geochimica et Cosmochimica Acta* 55, S.3597-3609.

VUORI, K.M. (1995): Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. In: *Annales Zoologici Fennici* 32, S.317-329.

WALLMANN, K.; PETERSEN, W.; REINERS, C. & H. GRAMM (1996): Trace Element Diagenesis in Polluted Sediments of the river Elbe estuary. In: CALMANO, W. & U. FÖRSTNER (Hrsg.): *Sediments and Toxic Substances. Environmental Effects and Ecotoxicology*. Berlin, S.197-211.

WALTER, R. (1992): *Geologie von Mitteleuropa*. 5. Aufl. Stuttgart, 561 S.

WALTER, R. (2007): *Geologie von Mitteleuropa*. 7. Aufl. Stuttgart, 511 S.

WEIGELT, R. (2007): Wasseraufbereitung. In: MUTSCHMANN, J. & F. STIMMELMEYER: *Taschenbuch der Wasserversorgung*. 14 Aufl., Wiesbaden, S.151-327.

WESTRICH, B.; KERN, U. & I. HAAG (2000): Mobilität von Schadstoffen in den Sedimenten staugeregelter Flüsse – Dynamik und Bilanzierung von Schwebstoffen und Schwermetallen in einer Stauhaltungskette. Online Dokument; abrufbar unter: <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/5121/>; (Stand: 1/2013)

WHG (2009): Wasserhaushaltsgesetz. In: *Bundesgesetzblatt* 2009, Teil 1, S. 2585ff.

WIEBER, G. (1994): Das ehemalige Erzrevier an der Unteren Lahn, Hydro- und geochemische sowie umweltgeologische Verhältnisse unter Berücksichtigung der Rückstände aus der Erzaufbereitung. In: *Giessener Geologische Schriften* 52, 284 S.

WIEBER G. & K. KNOBLICH (1995): Zusammensetzung, Verwitterung, Sickerwasserbeschaffenheit und Sanierungsmöglichkeiten von Halden aus der Blei-/Zinkaufbereitung am Beispiel der Unteren Lahn. In: *Mainzer geowissenschaftliche Mitteilungen* 24, S.181-200.

WILLMITZER, H. (1994): Die Bedeutung der Biologie in der Trinkwasserversorgung aus Talsperren. *Limnologische Untersuchungen an Trinkwassertalsperren in Thüringen, Sachsen und Sachsen-Anhalt im Überblick*. Online Dokument, abrufbar unter: <http://www.waterquality.de/hydrobio.hw/OTWTS.HTM>; (Stand 1/2012).

WINDE, F. (2000): Der hochwassergebundene Schwermetalltransport als Ursache der Bodenkontamination in der Saaleaue bei Halle. In: FRIESE, K.; WITTNER, B.; MIEHLICH, G. & M. ROHDE (Hrsg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen*. Berlin, 430 S.

WULFF, F. (1963): *Das Untere und Mittlere Lahngebiet. Strukturwandlungen seiner Industrie- und Bergwirtschaft seit dem Ausgang des Mittelalters*. Dissertation, Universität Bonn, 261 S.

XIAN, X.F. & G.I. SHOKOHIFARD (1989): Effect of pH on chemical forms and plant availability of cadmium, zinc, and lead in polluted soils. In: *Water, Air and Soil Pollution* 45, S.265-273.

ZEIEN, H. & G.W. BRÜMMER (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. In: *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 59, S.505-510.

ZEIEN, H. & G.W. BRÜMMER (1991): Ermittlung der Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Böden mittels sequentieller Extraktionen. In: *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 66, S.439-442.

ZEHL, K. (2005): Schwermetalle in Sedimenten und Böden unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität und deren Beeinflussung durch Sauerstoff. Dissertation, Universität Jena, 142 S.

ZERLING, L.; MÜLLER, A.; JENDRYSCHIK, K.; HANISCH, C. & A. ARNOLD (2001): Der Bitterfelder Muldestausee als Schadstoffsenke. In: *Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig. Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse*, 59/4. 69 S.

ZERLING, L.; HANISCH, C.; JUNGE, F.W. & A. MÜLLER (2003): Heavy metals in Saale sediments – changes in contamination since 1991. In: *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 31, S.368-377.

ZERLING, L.; KRÜGER, F.; GRUNEWALD, K.; MEIßNER, R. & G. MIEHLICH (2005): Plant and Soil Contamination with Trace Metals in the Elbe Floodplains: A Case Study after the Flood in August 2002. In: *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 33, S.466-474.

ZERLING, L.; HANISCH, C. & F.W. JUNGE (2006): Heavy metal inflow into the floodplains at the mouth of the river Weiße Elster (Central Germany). In: *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 34, S.234-244.

ZHAO, L.Y.; SCHULIN, R.; WENIG, L. & B. NOWAK (2007): Coupled mobilization of dissolved organic matter and metals (Cd and Zn) in soil columns. In: *Geochimica and Cosmochimica acta* 71, S. 3407-3418.

ZIMMER, D.; KIERSCH, K.; BAUM, C.; MEISSNER, R.; MÜLLER, R.; JANDL, G. & P. LEINWEBER (2011): Scale dependent variability of As and heavy metals in a river Elbe floodplain. In: *Clean – Soil, Air, Water* 39, S.328-337.

ZSOLNAY, A. (2003): Dissolved organic matter: Artefacts, Definitions, and functions. In: *Geoderma* 113, S. 187-209.

ZWOLSMAN, J.J.; BERGER, G.W. & G.T. VAN ECK (1993): Sediment accumulation rates, historical input, postdepositional mobility and retention of major elements and trace metals in salt marsh sediments of the Scheldt estuary, SW Netherlands. In: *Marine Chemistry* 44, S.73-94.

Internetquellen:

<http://badeseen.hlug.de/badegewaesser/lahn-dill-kreis/aartal-see.html>;
(Stand 1/2012).

http://www.bild.de/BILD/news/leserreporter/aktuell/nachrichten/2009/12/07/talsperre-klingenberg-leer/talsperre-klingenberg-bei-dresden-leer-04-14258534__MBQF-1260183874,templateId=renderScaled,property=Bild,height=349.jpg;
(Stand 3/2012).

http://www.bischoffen.de/p/d1.asp?artikel_id=1177; (Stand 1/2012).

www.bfn.de/0311_landschaft.html?landschaftid=32002; (Stand 1/2012).

<http://www.fachbach.de/Bilder/Huette/huette.html>; (Stand 1/2012).

<http://www.lgb-rlp.de/bfd200.html>; (Stand 6/2013).

<http://www.lgb-rlp.de/guek300.html>; (Stand 6/2013).

<http://www.rhein-lahn-info.de/museum-bad-ems/mus-fue13.html>; (Stand 1/2012).

http://www.smul.sachsen.de/de/wu/organisation/staatsbetriebe/ltv/index_920.asp?inhalt_re=inhalt_re_943.html; (Stand 3/2011).

<http://www.talsperren.net/Hessen/Aartal/aartal.html>; (Stand 1/2012).

<http://www.weltkarte.com/europa/deutschland/deutschland-topographie.htm>;
(Stand 1/2012).

Kartenwerke:

BECK, R. & H. MÜLLER (1886): Geologische Karte von Sachsen (Königreich), Sektion 118 Blatt Nassau 1: 25000; Leipzig.

HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENMANAGEMENT UND GEOINFORMATION, BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2004): Topographische Karte 1:50000 Hessen. CD-Rom, Wiesbaden.

HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2001): Digitale Bodenkarte von Hessen 1:25000, Blatt 5216 Oberscheldt, Wiesbaden.

HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2004a): Digitale Bodenkarte von Hessen 1:50000, Blatt 5316 Gladenbach, Wiesbaden.

HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2004b): Digitale Bodenkarte von Hessen 1:50000, Blatt 5314 Dillenburg, Wiesbaden.

HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2007): Geologische Übersichtskarte von Hessen 1: 30000. Wiesbaden.

KAYSER, E. (1891/92): Geologische Spezialkarte und Erläuterungen zur Geologischen Spezialkarte von Preußen, Blatt Bad Ems, 42 S., 2 Karten, Berlin.

KOSSMAT, F. & R. REINISCH (1916): Geologische Karte von Sachsen (Königreich), Sektion 100 Blatt Dippoldiswalde-Frauenstein 1: 25000; 2. Aufl, Leipzig.

LANDESAMT FÜR VERMESSUNG UND GEOBASISINFORMATION RHEINLAND-PFALZ, BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2004): Topographische Karte 1:50000 Rheinland-Pfalz/Saarland. CD-Rom, Koblenz.

LIPPERT, H.J. (1992): Geologische Übersichtskarte der Dill-Mulde, der nordöstlichen Lahn-Mulde und der Hörre, 1:100000, 2. Aufl., Wiesbaden.

SAUER, A. & K. PIETZSCH (1912): Geologische Karte von Sachsen (Königreich), Sektion 81 Blatt Tharandt 1: 25000; 2. Aufl, Leipzig.

STAATSBETRIEB GEOBASISINFORMATION UND VERMESSUNG SACHSEN, BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2004): Topographische Karte 1:50000 Sachsen. CD-Rom, Dresden.

DIN-Normen (Deutsches Institut für Normung)

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1995): DIN ISO 11466 Bodenbeschaffenheit: Extraktion in Königswasser löslicher Spurenelemente.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2009): DIN ISO 19730 Bodenbeschaffenheit: Gewinnung und Extraktion/Elution mobiler oder mobilisierbarer Fraktionen.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1997): DIN ISO 11265: Bestimmung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2001): DIN EN 12879 Bodenbeschaffenheit: Bestimmung des Glühverlustes und der Trockenmasse.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2001): DIN ISO 11272: Bodenbeschaffenheit: Bestimmung der Trockenrohdichte.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2002): DIN ISO 11277: Bodenbeschaffenheit: Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden – Verfahren mittels Sieben und Sedimentation.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2004): DIN EN ISO 5667-3: Konservierung von Wasserproben.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2005): DIN ISO 10390: Bodenbeschaffenheit: Bestimmung des pH-Wertes.

Anhang

Anhang I: Messwerte von Schwermetallgehalten im Arbeitsgebiet „Untere Lahn“

„Friedrichsseggen“

10 cm	°C	uS	pH	mv	vol%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	DOC
30.7.11	16,6				25,0	-86										
12.8.11	17,4				26,6	-84,5	2,13	0,93	4,85	29,7	2,22	0,18	7,60	16,82	420	16,03
29.8.11	17,8		7,45	359	29,3	-74	1,05	0,74	2,32	45,6	0,25	0,02	5,16	5,89	828	
10.9.11	18,1				35,0	-72	1,03	0,59	4,14	20,5	0,42	0,08	5,26	5,64	1848	
2.10.11	14,4				22,8	-93										
15.10.11	9,4				41,8	-80,5										
30.10.11	11,2		6,88	346	36,5	-92	1,67	2,09	8,68	32,1	2,89	0,10	11,17	26,59	7103	
19.11.11	6,5	491	6,69	413	24,0	-95	0,86	0,55	0,91	43,7	0,53	0,10	3,88	2,88	3773	
4.12.11	7,5	701	7,05	424	35,4	-90	0,81	0,92	0,69	17,2	0,27	0,03	4,63	1,83	922	12,10
05.12.11																
17.12.11																
27.12.11	6,7	469	6,9	465	56,4	0	4,18	0,30	0,70	16,7	0,76	3,18	4,35	0,87	458	23,02
16.1.12	5,8	317	6,76	494	66,1	-16	2,81	1,10	1,41	20,9	0,55	0,32	4,87	4,74	2624	13,08
9.3.12	5,9				35,4	-78										
8.4.12	8,3	785		511	27,3	-89										30,93
21.4.12	11			516	30,6	-82	1,33	0,99	2,25	24,0	0,60	0,16	4,73	4,23	7906	
4.5.12	15,4		7		30,2	-84										28,17
9.6.12	15,7	180	6,83	345	29,4	-85	1,77	0,26	24,73	35,1	0,82	0,10	36,75	7,72	9569	11,49
7.7.12	17,5	228	7,03	460	31,7	-85	2,14	0,46	9,14	44,9	1,15	0,26	9,39	4,72	5411	16,29
21.7.12	15,7	448	6,78	460	42,7	-49	3,17	1,04	1,11	58,3	0,60	3,23	7,91	6,27	1097	16,98
27.8.12	17				21,7	-95										
17.9.12	14,8				20,4	-95										
8.10.12	9,7	519	7,14	446	30,7	-72	1,84	0,46	1,76	68,4	0,19	0,03	5,08	2,67	2923	31,23
4.11.12	8,2	371	6,8	339	54,2	-15	1,18	0,38	0,69	45,7	0,15	0,03	3,49	2,92	807	
1.12.12	4,4	378	7,3	421	36,9	-86	1,65	0,65	2,52	36,1	0,92	0,06	6,44	5,09	2515	9,77
10.1.13	6,8	279	6,81	226	52,5	-47	1,65	0,22	2,24	25,9	0,16	0,04	3,55	2,71	2402	33,27
16.2.13	4,6	460	6,71	472	47,1	-74	0,98	0,28	0,95	16,3	0,08	0,00	2,65	1,86	291	18,89
11.3.13	5,9	437	6,69	267	53,9	-36	0,82	0,18	5,10	16,0	0,12	0,00	2,04	2,39	509	10,15
30.3.13		463	6,85	427	46,3	-65	0,93	0,37	5,18	17,5	0,17	0,01	2,95	5,86	460	5,67
30.4.13	12	535	7,76	455	41,2	-63	1,26	0,34	1,50	20,2	0,10	0,01	2,85	2,52	2978	9,26
18.5.13	14,2	503	7,07	401	35,5	-71	1,11	0,35	1,03	20,9	0,08	0,00	3,11	2,07	351	14,09
23.6.13	18,6	507	6,49	331	35,4	-75	0,95	0,36	3,30	19,5	0,40	0,01	3,02	1,84	597	17,72
18.7.13	18				24,5	-95	3,75	0,28		53,6	0,92	0,13	41,88	13,22	3390	12,51
10.8.13	18,5				25,0	-95										
25.8.13	18,1	310	6,4	423	30,5	-92	3,83	0,82	2,89	53,3	0,49	0,28	14,32	10,37	1514	25,46
19.9.13	14	294	7,3	461	34,6	-77	2,64	0,44	2,69	56,2	0,63	0,11	9,50	8,55	3644	
25.9.13	13,4		7,23	432	30,2	-85										32,55

Tabelle 1: Ergebnisse der Geländemessungen und Schwermetallkonzentrationen des Profils „Fr“, 10 cm. Elementgehalte in µg/l (Fe/Mn mg/l), DOC in mg/l.

		°C	eL	pH	mV	Vol. %	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
eL	K	-,094														
	N	19														
pH	K	,062	,176													
	N	22	19													
mV	K	-,149	,188	,222												
	N	23	20	22												
Vol. %	K	-,544**	-,144	-,253	-,045											
	N	34	20	23	24											
Pegel	K	-,336	-,108	-,068	-,007	,823**										
	N	34	20	23	24	35										
As	K	,203	-,464*	,085	,412	-,071	-,022									
	N	24	19	21	22	25	25									
Cd	K	,102	,058	,073	,343	-,198	-,281	,176								
	N	24	19	21	22	25	25	25								
Cr	K	,488*	-,475*	-,016	-,248	-,323	-,331	,089	,008							
	N	23	19	21	22	24	24	24	24							
Cu	K	,331	-,326	,184	-,015	-,494*	-,327	,532**	,289	,054						
	N	24	19	21	22	25	25	25	25	24						
Fe	K	,215	-,458*	,062	,220	-,391	-,524**	,597**	,429*	,416*	,378					
	N	24	19	21	22	25	25	25	25	24	25					
Mn	K	,152	-,437	-,077	,447*	-,190	-,186	,794**	,497*	,042	,432*	,769**				
	N	24	19	21	22	25	25	25	25	24	25	25				
Ni	K	,470*	-,518*	,171	,124	-,557**	-,573**	,679**	,405*	,419*	,686**	,804**	,691**			
	N	24	19	21	22	25	25	25	25	24	25	25	25			
Pb	K	,432*	-,674**	,037	-,001	-,448*	-,428*	,466*	,408*	,574**	,593**	,616**	,477*	,783**		
	N	24	19	21	22	25	25	25	25	24	25	25	25	25		
Zn	K	,077	-,382	,205	,114	-,408*	-,467*	,284	,209	,292	,467*	,499*	,409*	,556**	,393	
	N	24	19	21	22	25	25	25	25	24	25	25	25	25	25	
DOC	K	,100	,047	-,137	,145	-,183	-,027	,427	,024	-,265	,255	-,009	,271	,143	-,158	-,148
	N	20	17	18	18	21	21	18	18	17	18	18	18	18	18	18
* Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).																
** Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).																
Kein Zusammenhang			schwacher Zusammenhang				mittlerer Zusammenhang				starker Zusammenhang					

Tabelle 2: Korrelationsmatrix von gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Grundwasserflurabstand, Bodenfeuchte, DOC-Gehalten und Bodentemperatur in 5-10 cm Tiefe des Profils „Fr“.

K = Korrelationskoeffizient, N = Probenzahl.

30 cm	°C	uS	pH	mv	vol%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	DOC
30.7.11	16,6	1029	7	369	25,0	-86										
12.8.11	17,4	1142	6,94	416	26,6	-84,5	0,95	4,18	0,47	10,6	0,19	0,05	4,66	4,56	1302	
29.8.11	17,8	857	6,84	366	29,3	-74	1,29	3,33	1,38	23,7	0,36	0,09	6,08	4,75	2693	6,91
10.9.11	18,1	980	6,94	339	35,0	-72	1,25	4,05	1,19	27,6	0,22	0,13	7,54	2,32	1701	13,47
2.10.11	14,4	710	6,75	479	22,8	-93	1,39	2,74	11,22	28,2	0,40	0,05	8,42	10,63	1436	15,23
15.10.11	9,4	804	6,03	415	41,8	-80,5	1,75	2,18	1,37	41,6	0,34	0,12	5,66	4,80	1016	9,52
30.10.11	11,2	675	6,92	270	36,5	-92	1,14	1,99	1,07	35,2	0,12	0,01	4,95	3,06	1189	17,04
19.11.11	6,5	576	6,7	328	24,0	-95	0,89	1,79	0,95	31,3	0,13	0,00	4,21	2,13	908	7,28
4.12.11	7,5	579	7,09	425	35,4	-90	0,96	2,08	0,69	26,4	0,04	0,00	5,02	2,19	1133	7,15
05.12.11																
17.12.11																
27.12.11	6,7	480	6,7	464	56,4	0	1,61	2,74	1,17	26,4	1,18	0,23	6,07	4,69	1549	8,35
16.1.12	5,8	416	6,66	259	66,1	-16	2,59	2,31	0,38	16,4	1,34	0,48	5,16	3,48	1296	17,42
9.3.12	5,9	371	7,12	248	35,4	-78	1,17	1,55	1,75	27,4	0,28	0,40	4,19	1,99	920	10,36
8.4.12	8,3	352	6,9	386	27,3	-89	1,07	1,47	3,07	22,4	0,10	0,01	5,17	1,72	896	9,20
21.4.12	11	363	6,8	297	30,6	-82	0,94	1,22	0,63	19,1	0,08	0,02	3,31	1,18	1282	14,67
4.5.12	15,4	391	6,81	313	30,2	-84	1,00	1,57	0,69	19,9	1,40	0,43	3,65	1,44	958	8,00
9.6.12	15,7	446	6,7	331	29,4	-85	1,20	1,29	1,25	29,8	0,18	0,09	5,18	5,02	907	11,41
7.7.12	17,5	400	6,69	266	31,7	-85	1,28	1,23	0,96	20,6	0,48	0,40	5,37	4,03	1247	8,38
21.7.12	15,7	472	6,62	445	42,7	-49	6,21	3,11	0,70	22,3	1,37	1,67	8,93	7,74	1520	19,87
27.8.12	17				21,7	-95	1,97	2,63	13,09	43,6	0,78	0,09	19,71	9,08	3397	
17.9.12	14,8				20,4	-95	1,14	1,91	4,62	55,4	0,40	0,05	17,26	7,73	6737	
8.10.12	9,7	1618	6,62	308	30,7	-72	0,69	8,34	0,51	17,4	0,07	0,01	11,96	1,81	3011	15,19
4.11.12	8,2	478	6,51	341	54,2	-15	0,97	2,26	0,90	25,2	0,10	0,01	9,62	2,78	1319	
1.12.12	4,4	519	6,75	316	36,9	-86	0,75	0,99	0,67	22,6	0,09	0,01	3,40	1,95	765	8,26
10.1.13	6,8	483	6,38	292	52,5	-47	1,58	2,45	1,90	25,7	0,26	0,21	7,67	5,64	1545	16,82
16.2.13	4,6	469	6,59	417	47,1	-74	1,88	2,99	0,99	25,2	0,38	0,24	7,26	6,07	2040	11,85
11.3.13	5,9	395	6,69	228	53,9	-36	0,89	1,23	0,81	20,5	0,19	0,02	4,11	3,94	929	9,16
30.3.13		468	6,7	459	46,3	-65	0,52	1,30	1,21	18,8	0,07	0,02	3,62	2,60	974	8,36
30.4.13	12	440	6,42	468	41,2	-63	1,17	2,09	3,16	29,3	0,14	0,02	5,95	4,54	1504	11,12
18.5.13	14,2	470	6,73	250	35,5	-71	0,83	1,70	0,80	22,6	0,07	0,01	4,31	3,65	931	11,39
23.6.13	18,6	468	6,37	290	35,4	-75	0,95	1,42	1,02	21,0	0,08	0,00	4,63	2,79	919	11,16
18.7.13	18	613	6,8	310	24,5	-95	1,17	4,48	1,87	25,0	0,33	0,04	9,18	7,90	2516	10,52
10.8.13	18,5				25,0	-95										9,34
25.8.13	18,1	2340	6,41	362	30,5	-92	0,74	12,76	1,45	19,0	0,22	0,04	15,20	5,12	1686	12,28
19.9.13	14	1266	6,65	457	34,6	-77	0,92	5,10	1,06	32,4	0,07	0,01	10,14	4,48	3997	10,09
25.9.13	13,4	1550	6,66	227	30,2	-85										7,27

Tabelle 3: Ergebnisse der Geländemessungen und Schwermetallkonzentrationen des Profils „Fr“ 30 cm. Elementgehalte in µg/l (Fe/Mn mg/l), DOC in mg/l.

		°C	eL	pH	mV	Vol.%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
eL	K	,334														
	N	31														
pH	K	,073	-,043													
	N	31	32													
mV	K	,094	,223	-,029												
	N	31	32	32												
Vol.%	K	-,544**	-,313	-,462**	-,048											
	N	34	32	32	32											
Pegel	K	-,336	-,264	-,414*	,003	,823**										
	N	34	32	32	32	35										
As	K	,015	-,118	-,089	,165	,131	,120									
	N	31	30	30	30	32	32									
Cd	K	,294	,749**	-,145	,391*	-,111	,063	,237								
	N	31	30	30	30	32	32	32								
Cr	K	,267	,053	-,076	,289	-,321	-,306	,329	,131							
	N	31	30	30	30	32	32	32	32							
Cu	K	-,065	,216	,017	,262	-,188	-,331	,361*	,055	,595**						
	N	31	30	30	30	32	32	32	32	32						
Fe	K	,128	-,108	-,071	,014	-,046	,002	,770**	,227	,236	,104					
	N	31	30	30	30	32	32	32	32	32	32					
Mn	K	,042	-,201	-,039	,023	,159	,236	,732**	,165	,126	-,045	,849**				
	N	31	30	30	30	32	32	32	32	32	32	32				
Ni	K	,343	,574**	-,406*	,368*	-,207	-,079	,360*	,739**	,456**	,339	,306	,151			
	N	31	30	30	30	32	32	32	32	32	32	32	32			
Pb	K	,324	,343	-,383*	,340	-,119	-,117	,552**	,473**	,521**	,350*	,524**	,387*	,645**		
	N	31	30	30	30	32	32	32	32	32	32	32	32	32		
Zn	K	,312	,567**	-,207	,344	-,152	,045	,300	,781**	,265	,179	,308	,227	,820**	,544**	
	N	31	30	30	30	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	
DOC	K	,083	,017	-,263	-,063	,228	,221	,290	,313	,016	-,078	,129	,222	,389	,302	,313
	N	29	29	29	29	30	30	28	28	28	28	28	28	28	28	28
* Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).																
** Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).																
Kein Zusammenhang			schwacher Zusammenhang			mittlerer Zusammenhang			starker Zusammenhang							

Tabelle 4: Korrelationsmatrix von gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Grundwasserflurabstand, Bodenfeuchte, DOC-Gehalten und Bodentemperatur in 25-35 cm Tiefe des Profils „Fr“.

K = Korrelationskoeffizient, N = Probenzahl.

60 cm	°C	uS	pH	mv	Vol.%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	DOC
30.7.11	16,6	752	6,54	162	25,0	-86	40,87	0,43	1,04	5,5	48,84	2,67	23,47	2,18	589	12,86
12.8.11	17,4	1240	6,68	427	26,6	-84,5	4,84	4,07	0,86	12,7	0,65	4,53	33,04	2,80	1733	9,25
29.8.11	17,8	1081	6,83	306	29,3	-74	6,99	4,41	1,11	22,2	1,38	2,86	22,52	6,35	1663	11,56
10.9.11	18,1	1095	6,58	223	35,0	-72	5,29	3,10	0,71	14,9	3,59	2,74	29,31	3,65	1557	10,73
2.10.11	14,4	612	6,91	471	22,8	-93	2,69	2,26	4,34	30,0	1,08	1,89	27,28	7,67	1126	15,06
15.10.11	9,4	1013	6,82	429	41,8	-80,5	4,28	3,15	0,90	26,2	1,37	2,46	16,92	2,22	1280	11,29
30.10.11	11,2	1082	6,75	236	36,5	-92	9,75	1,90	0,86	16,6	3,28	1,79	47,81	5,22	1273	18,80
19.11.11	6,5	607	6,85	385	24,0	-95	2,00	1,73	0,73	17,4	0,30	1,46	43,19	8,17	1158	10,93
4.12.11	7,5	622	6,98	480	35,4	-90	1,42	0,88	1,34	34,4	0,28	0,46	22,98	5,93	568	13,21
05.12.11																
17.12.11																
27.12.11	6,7	776	6,42	314	56,4	0	11,34	3,54	0,54	15,8	7,37	5,61	27,23	10,05	2486	8,12
16.1.12	5,8	671	6,64	220	66,1	-16	24,45	3,13	0,47	12,0	37,22	8,48	68,01	25,79	1812	8,56
9.3.12	5,9	692	6,8	223	35,4	-78	7,22	0,68	0,34	16,2	16,30	3,33	29,60	3,29	826	8,14
8.4.12	8,3	579	6,77	212	27,3	-89	14,03	0,10	0,61	10,9	25,08	2,42	39,74	2,79	819	6,67
21.4.12	11	583	6,8	185	30,6	-82	15,60	0,23	0,81	16,4	28,92	3,44	34,93	4,05	915	15,61
4.5.12	15,4	622	6,62	206	30,2	-84	13,99	0,24	0,60	12,7	20,98	3,16	32,55	2,69	1064	7,39
9.6.12	15,7	569	6,69	217	29,4	-85	11,80	0,27	1,75	15,9	15,46	0,76	13,52	7,13	610	17,34
7.7.12	17,5	835	6,38	163	31,7	-85	21,16	0,32	1,26	15,3	23,54	2,66	23,45	21,67	731	46,72
21.7.12	15,7	752	6,44	232	42,7	-49	13,93	2,27	0,44	10,5	13,25	7,41	27,52	5,18	1188	12,00
27.8.12	17	675	6,54	162	21,7	-95	50,02	0,19	2,88	28,1	48,76	2,03	23,33	8,32	905	10,07
17.9.12	14,8	1053	6,54	195	20,4	-95	14,97	0,07	0,98	12,2	17,71	0,66	9,44	2,86	411	10,20
8.10.12	9,7	1461	6,65	264	30,7	-72	4,07	0,43	0,81	17,9	2,52	0,83	8,07	2,29	459	16,40
4.11.12	8,2	671	6,4	291	54,2	-15	3,34	1,25	4,26	28,3	1,52	0,47	13,25	5,81	1069	8,97
1.12.12	4,4	720	6,72	202	36,9	-86	19,79	0,19	0,71	21,2	14,99	1,53	14,04	2,45	543	15,59
10.1.13	6,8	768	6,73	217	52,5	-47	10,45	0,63	1,24	14,4	17,99	6,61	20,66	5,02	898	9,49
16.2.13	4,6	712	6,59	218	47,1	-74	9,28	0,88	0,73	14,7	15,72	4,18	16,37	4,56	978	9,08
11.3.13	5,9	630	6,78	195	53,9	-36	7,58	0,77	0,95	17,3	19,52	3,39	14,81	4,89	722	16,38
30.3.13		646	6,48	228	46,3	-65	9,75	1,03	1,56	17,1	15,54	4,10	13,99	4,38	1107	9,51
30.4.13	12	734	6,56	184	41,2	-63	7,65	0,98	0,95	16,9	13,15	2,58	12,01	4,25	992	12,41
18.5.13	14,2	789	6,83	183	35,5	-71	22,46	0,27	2,51	16,9	23,86	1,98	15,39	3,17	731	13,23
23.6.13	18,6	789	6,74	196	35,4	-75	25,28	0,33	2,67	18,9	26,79	4,90	27,34	4,67	2296	18,90
18.7.13	18	1128	6,61	200	24,5	-95	29,84	0,30	1,96	20,0	21,53	2,01	26,82	6,03	799	15,31
10.8.13	18,5	632	6,42	134	25,0	-95	53,62	0,11	1,32	14,2	29,82	1,23	13,17	3,32	425	10,76
25.8.13	18,1	568	6,54	159	30,5	-92	41,13	0,17	0,82	14,1	23,94	1,13	11,56	3,59	331	6,63
19.9.13	14	599	6,45	182	34,6	-77	40,04	0,27	0,78	15,4	20,55	1,63	15,60	4,19	688	10,55
25.9.13	13,4	629	6,48	172	30,2	-85										7,80

Tabelle 5: Ergebnisse der Geländemessungen und Schwermetallkonzentrationen des Profils „Fr“ 50-60 cm. Elementgehalte in µg/l (Fe/Mn mg/l), DOC in mg/l.

		°C	eL	pH	mV	Vol. %	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
eL	K	,221														
	N	34														
pH	K	-,302	-,059													
	N	34	35													
mV	K	-,367*	,209	,432**												
	N	34	35	35												
Vol. %	K	-,544**	,096	-,095	,229											
	N	34	35	35	35											
Pegel	K	-,336	,179	-,137	,222	,823**										
	N	34	35	35	35	35										
As	K	,402*	-,132	-,453**	-,845**	-,192	-,239									
	N	33	34	34	34	34	34									
Cd	K	-,185	,360*	,149	,751**	,412*	,479**	-,645**								
	N	33	34	34	34	34	34	34								
Cr	K	,416*	,046	,033	-,142	-,245	-,220	,062	-,146							
	N	33	34	34	34	34	34	34	34							
Cu	K	-,135	,046	,412*	,340*	,034	-,060	-,407*	,170	,517**						
	N	33	34	34	34	34	34	34	34	34						
Fe	K	,252	-,233	-,314	-,848**	-,120	-,106	,889**	-,648**	,047	-,431*					
	N	33	34	34	34	34	34	34	34	34	34					
Mn	K	-,084	,200	-,045	,069	,436*	,554**	,072	,420*	-,346*	-,356*	,211				
	N	33	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34				
Ni	K	-,065	,010	,321	,301	-,069	-,084	-,073	,331	-,385*	-,199	,026	,484**			
	N	33	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34			
Pb	K	-,029	-,125	-,053	,202	,125	,079	-,077	,338	,257	,279	-,109	,112	,228		
	N	33	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34		
Zn	K	-,029	,276	,120	,554**	,320	,404*	-,343*	,770**	-,162	,084	-,320	,622**	,608**	,356*	
	N	33	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	
DOC	K	,166	,278	,288	-,019	-,060	-,121	-,021	-,047	,404*	,407*	-,077	-,202	-,091	,125	-,150
	N	34	35	35	35	35	35	34	34	34	34	34	34	34	34	34
* Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).																
** Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).																
Kein Zusammenhang			schwacher Zusammenhang			mittlerer Zusammenhang			starker Zusammenhang							

Tabelle 6: Korrelationsmatrix von gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Grundwasserflurabstand, Bodenfeuchte, DOC-Gehalten und Bodentemperatur in 50-60 cm Tiefe des Profils „Fr“.

K = Korrelationskoeffizient, N = Probenzahl.

Tiefe cm	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
10	7,51	1,34	23,8	76,7	32,8	2,78	25,9	190	787
30	20,7	4,95	30,2	189	44,1	6,40	30,2	663	2371
60	13,3	2,52	21,6	111	33,6	4,21	24,2	522	1362
10	14,5	6,43	99,7	245	58,5	4,88	74,4	470	2431
30	14,4	8,99	95,9	208	46,5	4,07	65,5	471	3295
60	50,2	9,25	47,3	400	64,8	8,95	58,6	1257	4704

Tabelle 7: Königswasserlösliche Schwermetallkonzentrationen des Profils „Fr“.



Abbildung 1: Ausstreichende Pochsandschicht im Uferbereich des Profils „Fr“. Eigene Aufnahme.



Abbildung 2: Im Unterboden vorliegende Pochsandschicht im Uferbereich des Profils „Fr“. Eigene Aufnahme.

„Miellen“

10 cm	°C	uS	pH	mv	vol%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	DOC
30.7.11	17,4				21,0	-68										
12.8.11	18,5	688	7,08	421	34,0	-68										
29.8.11	17,8	368	7,18	370	39,6	-63	1,55	0,51	1,52	60,1	0,18	0,03	28,85	3,06	1460	25,89
10.9.11	19				37,4	-61										
2.10.11	15,6				25,2	-60										
15.10.11	11,7				38,0	-63										
30.10.11	11,6	633	6,95	390	36,8	-69	1,10	0,50	1,27	36,6	0,19	0,03	5,34	2,89	1412	
19.11.11	7,9	729	6,34	427	35,0	-69	0,98	0,73	1,42	30,5	0,22	0,04	4,98	3,94	1405	
4.12.11	7,6	840	6,93	410	40,6	-61,5	1,35	0,74	0,84	36,9	0,23	0,02	5,27	2,40	999	14,29
05.12.11						-12										
17.12.11	6,5	231	6,29	431	63,8	8	0,93	0,87	0,94	25,8	0,08	0,01	4,39	1,42	465	5,84
27.12.11	7	364	6,91	471	53,0	-53										5,46
16.1.12	6,8	483	6,94	475	52,3	-17	1,10	0,83	0,71	24,6	0,10	0,01	3,64	1,46	978	5,02
9.3.12	5,7	450	7,15	355	44,8	-64	1,17	0,64	1,07	28,6	0,14	0,07	4,08	1,71	1305	
8.4.12	8,1	499	6,88	392	42,3	-69	0,78	1,10	0,74	23,0	0,06	0,00	3,04	1,25	2340	5,12
21.4.12	10	440	6,92	301	39,9	-65	2,77	1,02	1,19	32,6	0,27	0,04	3,97	4,87	2222	7,98
4.5.12	14,7	256	6,95	431	42,1	-64	1,65	0,74	1,80	44,5	0,17	0,00	3,45	2,11	3687	
9.6.12	15,1	348	6,95	285	40,0	-71	1,74	0,89	2,12	49,0	0,07	0,00	4,26	2,66	5343	9,55
7.7.12	19,4	352	7,03	321	38,9	-70	2,01	1,79	4,01	59,7	0,16	0,03	10,62	4,50	1214	18,21
21.7.12	17,3	539	6,98	275	43,4	-70	1,52	1,44	0,93	37,9	0,05	0,00	4,24	1,41	476	6,27
27.8.12	18,5				21,3	-74										
17.9.12	15,6				20,7	-69										
8.10.12	11,5	607	7,14	472	36,0	-59	0,91	0,89	1,36	37,3	0,10	0,01	6,73	2,95	745	8,97
4.11.12	8,7	379	6,76	278	52,3	-22	1,99	0,85	2,24	61,0	0,75	0,02	9,00	6,87	623	6,40
1.12.12	5,3	391	6,74	274	37,0	-60	1,62	0,98	1,39	37,3	0,19	0,04	4,02	2,33	5280	7,24
10.1.13	6,4	364	6,94	441	43,0	-56	1,72	0,93	2,66	26,2	0,30	0,03	3,81	2,36	3326	5,70
16.2.13	3,9	337	7,01	387	45,6	-58	0,84	0,40	0,82	18,4	0,10	0,01	1,56	1,48	614	5,06
11.3.13	4,5	329	6,555	465	50,0	-24	1,39	0,62	0,92	21,7	0,14	0,01	4,06	2,47	225	6,71
30.3.13	3,8	409	6,92	446	47,5	-36	1,41	0,84	1,52	22,5	0,08	0,00	2,90	1,71	626	4,08
30.4.13	10,4	409	6,94	455	44,2	-38	1,23	0,65	0,91	22,1	0,05	0,00	2,35	1,19	528	4,36
18.5.13	12,7	351	7,14	426	41,8	-49	2,52	1,08	2,74	36,9	0,16	0,02	4,34	2,39	4482	7,25
23.6.13	16,2	417	7,15	483	38,6	-56	1,31	0,66	1,31	25,9	0,08	0,01	9,66	1,73	659	7,8
18.7.13	17,1				28,0	-60										
10.8.13	18,4				18,0	-62										
25.8.13	18,2	548	6,39	382	31,5	-58	1,72	0,57	1,52	55,9	0,10	0,07	11,36	2,76	408	9,984
19.9.13	14,7	296	7,44	459	35,2	-50	1,52	0,58	1,10	47,0	0,09	0,04	5,31	1,19	558	8,67
25.9.13	14,5	302	7,01	432	33,9	-56	0,95	0,45	0,53	26,5	0,04	0,01	3,14	1,20	334	7,35

Tabelle 8: Ergebnisse der Geländemessungen und Schwermetallkonzentrationen des Profils „Mi“ 10 cm. Elementgehalte in µg/l (Fe/Mn mg/l), DOC in mg/l.

		°C	eL	pH	mV	Vol. %	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
eL	K	,093														
	N	28														
pH	K	,468*	-,091													
	N	28	28													
mV	K	-,185	-,120	,083												
	N	28	28	28												
Vol. %	K	-,669**	-,307	-,302	,126											
	N	36	28	28	28											
Pegel	K	-,491**	-,384*	-,209	,573**	,475**										
	N	36	28	28	28	36										
As	K	,357	-,219	,034	-,416*	-,076	-,101									
	N	26	26	26	26	26	26									
Cd	K	,039	,093	-,175	-,300	,185	-,238	,389*								
	N	26	26	26	26	26	26	26								
Cr	K	,306	-,145	,072	-,266	-,179	-,160	,716**	,346							
	N	26	26	26	26	26	26	26	26							
Cu	K	,681**	,027	,237	-,523**	-,454*	-,392*	,594**	,183	,590**						
	N	26	26	26	26	26	26	26	26	26						
Fe	K	-,192	,189	-,206	-,286	-,059	-,089	,447*	,107	,468	,341					
	N	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26					
Mn	K	,008	,242	,004	-,303	-,456*	-,160	,261	-,215	,231	,366	,659**				
	N	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26				
Ni	K	,574**	,221	,191	-,166	-,444*	-,158	,275	-,028	,439*	,699**	,306	,450*			
	N	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26			
Pb	K	,184	,262	-,145	-,376	-,263	-,312	,471*	,149	,610**	,529**	,730**	,502**	,594**		
	N	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26		
Zn	K	,024	,093	,114	-,333	-,145	-,500**	,353	,434*	,480*	,260	,460*	,200	-,026	,339	
	N	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	
DOC	K	,685**	,052	,344	-,288	-,719**	-,529**	,409	-,037	,339	,736**	,291	,539**	,790**	,581**	,190
	N	23	23	23	23	23	23	22	22	22	22	22	22	22	22	22
* Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig). ** Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).																
Kein Zusammenhang			schwacher Zusammenhang			mittlerer Zusammenhang			starker Zusammenhang							

Tabelle 9: Korrelationsmatrix von gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Grundwasserflurabstand, Bodenfeuchte, DOC-Gehalten und Bodentemperatur in 5-10 cm Tiefe des Profils „Mi“.

K = Korrelationskoeffizient, N = Probenzahl.

30 cm	°C	uS	pH	mv	vol%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	DOC
30.7.11	17,4	1160	7,1	514	21,0	-68	5,24	7,79	0,87	18,4	0,19	0,09	10,3	3,02	1927	
12.8.11	18,5	1738	6,78	358	34,0	-68	4,95	33,2	0,70	70,2	0,10	4,05	50,7	16,56	9431	10,92
29.8.11	17,8	1630	6,82	377	39,6	-63	12,2	24,4	1,11	55,2	0,91	4,33	36,1	10,05	7186	24,4
10.9.11	19	1111	6,67	276	37,4	-61										
2.10.11	15,6	972	6,71	253	25,2	-60	9,51	14,3	3,97	107,5	1,93	0,31	34,8	39,89	5922	9,25
15.10.11	11,7	1039	6,89	275	38,0	-63	3,00	11,3	1,07	78,9	0,22	0,46	25,4	6,25	4618	17,93
30.10.11	11,6	1295	6,84	402	36,8	-69	2,74	17,1	1,13	89,5	0,07	0,13	36,8	12,92	7429	9,70
19.11.11	7,9	1142	6,77	293	35,0	-69	3,02	16,0	0,81	90,3	0,07	0,10	38,3	15,24	7961	6,8
4.12.11	7,6	1096	6,72	277	40,6	-61,5	3,60	15,5	1,17	109,6	0,07	0,10	43,0	12,72	8012	6,95
05.12.11		946	7,26	189		-12	2,81	9,90	1,02	93,0	0,06	0,11	31,1	7,79	5209	5,89
17.12.11	6,5	1066	6,59	273	63,8	8	19,8	9,35	0,79	29,3	4,54	5,69	23,7	14,62	4294	19,27
27.12.11	7	1086	6,59	343	53,0	-53	28,2	17,2	1,23	43,4	9,08	9,46	44,2	17,87	8239	
16.1.12	6,8	972	6,64	249	52,3	-17	30,1	9,14	0,98	29,2	13,24	10,31	38,7	16,85	6076	10,41
9.3.12	5,7	871	6,74	332	44,8	-64	13,3	21,0	1,06	58,0	4,05	7,71	50,2	7,27	10399	6,11
8.4.12	8,1	786	6,65	315	42,3	-69	16,5	10,	0,69	35,3	7,00	4,58	39,3	15,11	7978	6,05
21.4.12	10	796	6,79	252	39,9	-65	18,9	9,86	1,02	44,8	8,88	4,94	40,7	27,77	8500	6,65
4.5.12	14,7	882	6,97	269	42,1	-64	33,3	9,65	0,85	42,1	11,42	6,30	44,5	14,61	8020	5,96
9.6.12	15,1	1525	6,69	255	40,0	-71	5,74	17,04	4,33	93,8	0,75	5,45	55,0	12,23	10701	4,90
7.7.12	19,4	1020	6,59	262	38,9	-70	4,88	18,3	5,14	105,2	0,48	6,26	57,0	17,52	9076	27,84
21.7.12	17,3	1165	6,51	261	43,4	-70	7,03	17,5	0,82	53,2	1,14	7,78	43,7	18,12	9387	13,75
27.8.12	18,5				21,3	-74										
17.9.12	15,6	1603	6,65	327	20,7	-69	20,2	30,3	2,89	53,5	5,55	0,48	31,0	12,40	14147	8,96
8.10.12	11,5	1148	6,83	276	36,0	-59	5,19	13,2	1,96	71,8	0,39	0,70	28,0	6,63	4453	7,90
4.11.12	8,7	789	6,59	267	52,3	-22	4,11	10,2	0,96	67,4	0,26	0,70	26,9	8,22	5356	7,123
1.12.12	5,3	1167	6,57	214	37,0	-60	10,1	7,36	0,96	37,6	3,71	3,79	32,0	11,96	4186	9,19
10.1.13	6,4	902	6,78	207	43,0	-56	15,4	2,78	1,30	30,4	6,40	2,68	16,6	10,27	3078	8,27
16.2.13	3,9	753	6,89	284	45,6	-58	16,7	4,13	6,61	31,2	7,24	3,64	28,2	19,22	4347	7,18
11.3.13	4,5	669	6,68	455	50,0	-24	8,62	4,99	1,40	26,6	2,40	1,76	15,7	7,41	2881	6,84
30.3.13	3,8	695	6,58	414	47,5	-36	8,90	2,96	1,11	30,1	2,95	2,42	15,1	7,84	2638	6,90
30.4.13	10,4	886	6,8	453	44,2	-38	22,4	2,48	1,52	25,0	10,43	4,85	22,3	9,50	3511	10,57
18.5.13	12,7	1043	7,09	272	41,8	-49	33,7	1,66	5,17	28,5	13,91	4,47	26,0	6,77	4312	7,29
23.6.13	16,2	1088	6,53	237	38,6	-56	2,49	15,65	1,20	58,0	0,32	2,67	31,9	8,74	5558	11,63
18.7.13	17,1	1238	6,7	487	28,0	-60	4,21	50,2	7,66	116	1,92	0,83	92,2	13,2	13612	8,25
10.8.13	18,4				18,0	-62										
25.8.13	18,2				31,5	-58										
19.9.13	14,7	1334	6,65	465	35,2	-50	3,60	27,6	1,55	130,6	0,16	1,30	47,39	12,56	7746	9,23
25.9.13	14,5	1326	6,67	253	33,9	-56	1,61	8,67	0,68	59,3	0,10	0,91	18,5	4,60	3432	6,37

Tabelle 10: Ergebnisse der Geländemessungen und Schwermetallkonzentrationen des Profils „Mi“ 30 cm. Elementgehalte in µg/l (Fe/Mn mg/l), DOC in mg/l.

		°C	eL	pH	mV	Vol.%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
eL	K	,593**														
	N	33														
pH	K	,142	,011													
	N	33	34													
mV	K	,045	,137	,233												
	N	33	34	34												
Vol.%	K	-,669**	-,656**	-,308	-,111											
	N	36	33	33	33											
Pegel	K	-,491**	-,388*	-,085	-,094	,475**										
	N	36	34	34	34	36										
As	K	-,293	-,335	-,013	,010	,488**	,134									
	N	32	33	33	33	32	33									
Cd	K	,562**	,586**	-,097	,248	-,406*	-,523**	-,332								
	N	32	33	33	33	32	33	33								
Cr	K	,088	-,009	,210	,152	-,086	,068	,105	,088							
	N	32	33	33	33	32	33	33	33							
Cu	K	,413*	,423*	,071	-,068	-,518**	-,325	-,666**	,709**	,207						
	N	32	33	33	33	32	33	33	33	33						
Fe	K	-,358*	-,458**	-,078	-,080	,541**	,203	,937**	-,401*	,188	-,660**					
	N	32	33	33	33	32	33	33	33	33	33					
Mn	K	-,089	-,182	-,344*	-,179	,607**	-,010	,638**	-,016	-,076	-,376*	,678**				
	N	32	33	33	33	32	33	33	33	33	33	33				
Ni	K	,355*	,299	-,063	,002	-,121	-,508**	-,033	,737**	,079	,578**	-,051	,373*			
	N	32	33	33	33	32	33	33	33	33	33	33	33			
Pb	K	,053	-,027	-,232	-,130	,108	-,288	,289	,302	,017	,154	,259	,369*	,578**		
	N	32	33	33	33	32	33	33	33	33	33	33	33	33		
Zn	K	,413*	,335	-,057	,043	-,188	-,610**	,015	,824**	,092	,545**	-,025	,275	,890**	,524**	
	N	32	33	33	33	32	33	33	33	33	33	33	33	33	33	
DOC	K	,407*	,353	-,232	,072	-,107	,010	-,017	,235	,115	-,020	-,050	,124	-,025	,200	-,046
	N	30	31	31	31	30	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31
* Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig). ** Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).																
Kein Zusammenhang			schwacher Zusammenhang			mittlerer Zusammenhang			starker Zusammenhang							

Tabelle 11: Korrelationsmatrix von gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Grundwasserflurabstand, Bodenfeuchte, DOC-Gehalten und Bodentemperatur in 25-35 cm Tiefe des Profils „Mi“.

K = Korrelationskoeffizient, N = Probenzahl.

60 cm	°C	uS	pH	mv	vol%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	DOC
30.7.11	17,4	704	6,52	188	21,0	-68										
12.8.11	18,5	625	6,4	183	34,0	-68	356	0,77	0,84	23,3	62,8	10,78	51,3	4,81	3628	9,35
29.8.11	17,8	1114	6,65	151	39,6	-63	460	1,87	1,79	23,1	79,2	9,58	54,4	8,99	4229	18,49
10.9.11	19	772	6,4	134	37,4	-61	881	0,65	3,94	98,3	126,8	7,97	78,8	24,82	3991	15,18
2.10.11	15,6	656	6,52	168	25,2	-60	603	0,44	2,64	13,1	103,9	7,48	62,9	49,49	5084	28,86
15.10.11	11,7	950	6,62	183	38,0	-63	284	0,51	1,22	10,3	76,7	8,06	53,9	10,54	4720	15,42
30.10.11	11,6	775	6,6	171	36,8	-69	534	0,24	1,62	7,5	114,9	7,13	60,7	9,94	4172	11,26
19.11.11	7,9	760	6,49	192	35,0	-69	602	0,14	1,53	13,6	133,9	7,37	63,9	12,58	4274	10,04
4.12.11	7,6	874	6,51	159	40,6	-61,5	480	0,15	1,39	11,8	109,0	5,91	52,4	10,57	3627	12,61
05.12.11		823	6,94	138		-12	575	0,13	1,32	10,3	116,9	6,08	50,5	12,48	3666	11,62
17.12.11	6,5	946	6,49	141	63,8	8	765	0,15	1,70	10,4	164,9	9,36	67,4	13,35	4331	11,35
27.12.11	7	1013	6,47	145	53,0	-53	637	0,09	1,23	8,7	131,5	7,70	55,7	7,01	3757	11,06
16.1.12	6,8	884	6,54	143	52,3	-17	759	0,05	1,75	9,1	152,4	7,84	61,1	6,89	3941	12,42
9.3.12	5,7	927	6,71	169	44,8	-64	470	0,05	1,18	18,5	112,0	8,68	54,7	7,16	4326	11,22
8.4.12	8,1	1002	6,57	145	42,3	-69	604	0,04	2,86	14,1	143,5	9,21	63,3	5,98	4391	11,93
21.4.12	10	1003	6,69	155	39,9	-65	654	0,03	1,51	9,9	144,8	8,82	61,7	6,88	3725	12,51
4.5.12	14,7	1022	6,61	124	42,1	-64	856	0,02	4,56	9,0	171,8	9,80	72,6	5,86	3873	13,94
9.6.12	15,1	813	6,53	177	40,0	-71	536	0,23	2,15	27,7	86,2	5,08	45,3	8,45	2914	7,48
7.7.12	19,4	811	6,6	177	38,9	-70	962	0,10	4,47	13,9	165,9	9,91	83,2	8,68	3915	33,92
21.7.12	17,3	1184	6,49	129	43,4	-70	732	0,03	2,82	24,2	145,6	11,55	65,1	5,18	4107	13,61
27.8.12	18,5	643	6,3	164	21,3	-74	513	2,81	1,25	14,9	64,2	9,67	56,7	10,54	3878	15,50
17.9.12	15,6	647	6,18	203	20,7	-69	457	0,05	1,13	9,8	81,9	5,68	46,3	5,13	2452	10,97
8.10.12	11,5	563	6,45	194	36,0	-59	970	0,23	5,47	16,4	163,6	11,21	113,4	12,81	4427	9,89
4.11.12	8,7	825	6,51	186	52,3	-22	805	0,05	1,79	8,3	171,9	9,79	59,5	11,05	3451	9,85
1.12.12	5,3	1124	6,5	146	37,0	-60	356	0,04	1,24	15,5	72,3	5,38	31,9	6,15	2164	10,22
10.1.13	6,4	1010	6,54	176	43,0	-56	249	0,01	1,30	13,3	46,3	6,22	31,2	3,17	1677	15,30
16.2.13	3,9	905	6,72	291	45,6	-58	191	0,01	0,87	15,5	50,9	4,94	26,2	4,03	1853	12,23
11.3.13	4,5	917	6,66	160	50,0	-24	204	0,01	0,72	15,4	43,3	2,82	19,0	4,36	1098	13,84
30.3.13	3,8	985	6,36	172	47,5	-36	298	0,05	1,34	12,1	72,2	5,40	33,6	6,97	2282	8,96
30.4.13	10,4	1128	6,49	126	44,2	-38	490	0,08	1,59	17,7	100,2	6,88	46,8	8,45	1987	18,43
18.5.13	12,7	1132	6,76	148	41,8	-49	351	0,04	1,29	17,9	62,0	3,37	26,7	5,30	1254	22,51
23.6.13	16,2	1020	6,4	162	38,6	-56	685	0,19	3,04	21,3	101,3	5,67	46,6	11,69	2706	8,41
18.7.13	17,1	865	6,29	180	28,0	-60	159	3,12	12,26	182,0	35,2	3,78	80,7	282,95	2515	
10.8.13	18,4	784	6,34	149	18,0	-62	476	0,10	2,94	17,9	53,7	3,24	30,7	8,07	1619	14,45
25.8.13	18,2	687	6,27	168	31,5	-58	329	0,08	1,16	17,8	41,3	2,84	24,8	5,93	1398	12,74
19.9.13	14,7	1111	6,37	140	35,2	-50	610	0,02	1,06	15,5	30,9	2,29	15,1	5,75	178	19,83
25.9.13	14,5	906	6,45	149	33,9	-56	798	0,02	1,34	16,4	100,5	5,79	53,2	3,64	929	21,18

Tabelle 12: Ergebnisse der Geländemessungen und Schwermetallkonzentrationen des Profils „Mi“ 50-60 cm. Elementgehalte in µg/l (Fe/Mn mg/l), DOC in mg/l.

		°C	eL	pH	mV	Vol. %	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
eL	K	-,360														
	N	36														
pH	K	-,384*	,324													
	N	36	37													
mV	K	,001	-,575**	-,075												
	N	36	37	37												
Vol. %	K	-,669**	,558**	,485**	-,311											
	N	36	36	36	36											
Pegel	K	-,491**	,305	,033	-,292	,475**										
	N	36	37	37	37	36										
As	K	,223	-,059	-,044	-,354*	,094	-,037									
	N	35	36	36	36	35	36									
Cd	K	,520**	-,507**	-,280	,227	-,421*	-,271	,040								
	N	35	36	36	36	35	36	36								
Cr	K	,355*	-,041	-,079	-,165	-,060	-,177	,570**	,331*							
	N	35	36	36	36	35	36	36	36							
Cu	K	,450**	,054	-,254	-,034	-,285	-,179	-,193	,194	,136						
	N	35	36	36	36	35	36	36	36	36						
Fe	K	-,065	-,028	,248	-,201	,353*	-,106	,822**	,049	,533**	-,427**					
	N	35	36	36	36	35	36	36	36	36	36					
Mn	K	,189	-,094	,154	-,027	,170	-,354*	,554**	,252	,358	-,185	,723**				
	N	35	36	36	36	35	36	36	36	36	36	36				
Ni	K	,216	-,211	,015	-,047	,009	-,320	,629**	,388	,684**	-,138	,752**	,753**			
	N	35	36	36	36	35	36	36	36	36	36	36	36			
Pb	K	,206	-,342*	-,118	,074	-,159	,000	,304	,764**	,551**	-,024	,352	,227	,548**		
	N	35	36	36	36	35	36	36	36	36	36	36	36	36		
Zn	K	,064	-,213	,227	,048	,065	-,378*	,401*	,487**	,405	-,209	,648**	,750**	,771**	,563**	
	N	35	36	36	36	35	36	36	36	36	36	36	36	36	36	
DOC	K	,340*	,201	,178	-,359*	-,192	,008	,003	-,111	,028	,106	-,203	-,024	-,003	-,133	-,101
	N	34	35	35	35	34	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35
* Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig). ** Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).																
Kein Zusammenhang			schwacher Zusammenhang				mittlerer Zusammenhang				starker Zusammenhang					

Tabelle 13: Korrelationsmatrix zwischen von Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Grundwasserflurabstand, Bodenfeuchte, DOC-Gehalten und Bodentemperatur in 50-60 cm Tiefe des Profils „Mi“.
K = Korrelationskoeffizient, N = Probenzahl.

Tiefe cm	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
10	14,5	6,43	99,7	245	58,5	4,88	74,4	470	2431
30	14,4	8,99	95,9	208	46,5	4,07	65,5	471	3295
60	50,2	9,25	47,3	400	64,8	8,95	58,6	1257	4704

Tabelle 14: Königswasserlösliche Schwermetallkonzentrationen des Profils „Mi“.

Tiefe	Konzentration (mg/kg)
5-10 cm	0,05
25-35 cm	0,09
50-60 cm	0,30

Tabelle 15: Mittels Ammoniumnitrat ermittelte Cd-Konzentrationen aus Mischproben der Fläche „Mi“.

„Fachbach 1“

10 cm	°C	uS	pH	mV	Vol%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	DOC
12.8.11	15,7	212	7,15	400	46,5	-86	3,96	0,31	3,49	50,8	0,14	0,01	4,18	1,82	105	30,88
29.8.11						-80	2,74	0,32	13,63	47,9	0,33	0,02	5,91	4,12	1200	
10.9.11																
2.10.11																
15.10.11	9,4				40,8	-59										
30.10.11	10,5				39,7	-86										
19.11.11	7,4				38,5											
05.12.11	6,7				45,6	-1										
17.12.11																
27.12.11	8,7	468	6,97	406	55,6	43	4,00	2,53	17,56	45,5	11,97	1,41	25,97	32,16	1838	19,00
16.1.12	8	392	6,66	274	59,1	16	1,50	0,75	1,02	13,2	0,27	0,09	4,43	1,26	5810	18,81
9.3.12	5,8				40,9	-65										
8.4.12																
21.4.12	8,1				39,0	-75										
4.5.12	16,6				32,2	-72										
9.6.12	14,3		7,14	382	41,6	-88	2,00	0,62	8,30	28,4	0,43	0,10	3,91	6,90	10170	
7.7.12	16,8	179	6,56	330	39,4	-72	2,03	0,44	4,65	33,0	0,34	0,07	4,54	3,34	16128	24,10
21.7.12																
27.08.12																
17.09.12	11,7	563	6,33	383	36,6	-88	2,15	1,49	6,99	21,9	1,13	0,12	7,23	4,05	4214	18,06
08.10.12	9,7	565	6,78	346	44,1	-62	0,96	1,43	1,79	12,4	0,05	0,01	4,06	0,50	6066	25,81
4.11.12																
1.12.12	4	346	6,0	423	42,8	-81	1,44	0,85	1,21	13,6	0,26	0,04	2,99	1,72	2771	20,74
10.1.13	7,9	342	6,56	342	45,2	-37	0,74	0,91	1,79	9,5	0,32	0,03	3,55	2,25	4834	15,65
16.2.13	6,4	252	6,67	344	43,0	-35	0,79	0,81	2,05	11,7	0,51	0,06	3,35	5,80	4295	13,55
11.3.13	6,1	305	6,26	400	47,6	-7	0,09	0,39	0,89	24,6	0,11	0,02		2,35	602	12,32
30.3.13																
30.4.13	11,9	343	7,05	455	37,9	-32	0,27	0,46	0,66	6,4	0,07	0,01	1,78	0,99	2416	17,32
18.5.13	14	257	7,04	425	37,2	-59	1,30	0,61	2,02	21,4	0,11	0,02	5,31	2,29	4669	16,34
23.6.13	14,5	288	7,28	458	44,2	-65	0,98	0,86	2,98	16,1	0,23	0,03	3,99	2,62	1448	26,64
18.7.13	16,2	263	7,06	416	37,6	-84	0,37	0,73	0,88	6,2	0,20	0,04	2,40	3,72	1035	8,65

Tabelle 16: Ergebnisse der Geländemessungen und Schwermetallkonzentrationen des Profils „Fb1“ 10 cm. Elementgehalte in µg/l (Fe/Mn mg/l), DOC in mg/l.

		°C	eL	pH	mV	Vol. %	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
eL	K	-,455														
	N	14														
pH	K	,670**	-,299													
	N	15	14													
mV	K	,163	-,026	,410												
	N	15	14	15												
Vol. %	K	-,425*	,143	-,043	-,288											
	N	22	14	15	15											
Pegel	K	-,453*	,226	-,200	-,073	,523*										
	N	21	14	15	15	21										
As	K	,268	,081	,079	-,184	,086	-,324									
	N	15	14	15	15	15	16									
Cd	K	-,350	,710**	-,184	-,059	,075	,147	,021								
	N	15	14	15	15	15	16	16								
Cr	K	,282	-,077	,179	-,175	,000	-,316	,832**	,109							
	N	15	14	15	15	15	16	16	16							
Cu	K	,221	-,156	,039	-,054	,229	-,238	,785**	-,350	,765**						
	N	15	14	15	15	15	16	16	16	16						
Fe	K	-,089	,029	-,202	-,382	,029	-,127	,574*	,350	,691**	,326					
	N	15	14	15	15	15	16	16	16	16	16					
Mn	K	-,089	,211	-,264	-,373	,011	-,080	,448	,498*	,464	,161	,872**				
	N	15	14	15	15	15	16	16	16	16	16	16				
Ni	K	,125	,159	-,147	-,226	,134	,014	,804**	,107	,725**	,750**	,414	,347			
	N	14	13	14	14	14	15	15	15	15	15	15	15			
Pb	K	,179	-,257	,111	-,038	-,154	-,190	,376	,091	,679**	,400	,776**	,633**	,346		
	N	15	14	15	15	15	16	16	16	16	16	16	16	15		
Zn	K	,011	,169	-,236	-,634*	-,189	,026	,050	,297	,115	-,176	,244	,365	,064	-,082	
	N	15	14	15	15	15	16	16	16	16	16	16	16	15	16	
DOC	K	,297	,081	,233	,042	,231	-,292	,644*	,103	,512	,499	-,020	-,059	,308	-,297	,086
	N	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	13	14	14
* Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).																
** Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).																
Kein Zusammenhang			schwacher Zusammenhang				mittlerer Zusammenhang				starker Zusammenhang					

Tabelle 17: Korrelationsmatrix von gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Grundwasserflurabstand, Bodenfeuchte, DOC-Gehalten und Bodentemperatur in 5-10 cm Tiefe des Profils „Fb1“.

K = Korrelationskoeffizient, N = Probenzahl.

30 cm	°C	uS	pH	mV	Vol%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	DOC
12.8.11	15,7	521	6,91	422	46,5	-86	0,46	1,28	0,55	6,9	0,05	0,00	2,54	0,70	348	17,98
29.8.11		422	7,2	412		-80	0,74	1,27	1,02	12,4	0,15	0,02	4,20	2,44	452	33,16
10.9.11																
2.10.11																
15.10.11	9,4				40,8	-59										
30.10.11	10,5				39,7	-86										
19.11.11	7,4				38,5		0,21	0,28	0,54	2,3	8,97	0,37	6,21	0,47	1163	
05.12.11	6,7				45,6	-1										
17.12.11																
27.12.11	8,7				55,6	43										
16.1.12	8				59,1	16										
9.3.12	5,8	404		576	40,9	-65										
8.4.12																
21.4.12	8,1	359	7,29	420	39,0	-75	0,21	0,96	2,98	14,3	1,43	0,18	5,77	35,94	899	16,45
4.5.12	16,6	424	6,92	511	32,2	-72	0,35	0,96	0,56	10,4	0,09	0,01	3,44	0,65	708	12,66
9.6.12	14,3	317	7,08	378	41,6	-88	0,40	2,15	12,66	34,8	0,67	0,04	13,42	9,11	1971	25,00
7.7.12	16,8	405	6,62	215	39,4	-72	0,42	1,16	2,32	14,7	0,20	0,02	7,72	5,17	760	13,62
21.7.12																
27.08.12																
17.09.12	11,7	412	7,05	413	36,6	-88	0,50	0,72	4,29	18,1	0,36	0,02	11,41	4,64	965	17,46
08.10.12	9,7	373	6,67	382	44,1	-62	0,37	1,16	1,27	13,7	0,15	0,01	6,60	2,42	977	18,45
4.11.12																
1.12.12	4	382	6,49	340	42,8	-81	6,22	1,13	4,36	15,5	1,74	0,04	5,98	15,57	2693	9,66
10.1.13	7,9	341	6,5	368	45,2	-37	4,76	1,72	3,12	11,5	1,69	0,12	6,21	15,62	955	21,34
16.2.13	6,4	434	6,9	322	43,0	-35	2,48	0,85	5,36	18,2	0,35	1,47	8,36	3,94	670	12,84
11.3.13	6,1	376	6,78	338	47,6	-7	4,45	0,71	1,59	9,2	1,17	0,01	2,56	4,85	328	18,14
30.3.13																
30.4.13	11,9	414	7,01	467	37,9	-32	3,22	0,90	2,82	9,5	0,95	0,02	4,53	7,84	909	13,16
18.5.13	14	437	7,12	299	37,2	-59	1,05	1,03	2,23	14,5	0,47	0,06	4,43	9,52	1848	20,88
23.6.13	14,5	453	7,2	463	44,2	-65	2,70	0,60	1,66	5,6	0,57	0,03	3,01	7,03	1472	28,20
18.7.13	16,2	435	6,75	405	37,6	-84	3,83	1,18	3,40	14,2	1,61	0,07	6,34	21,03	1001	16,88

Tabelle 18: Ergebnisse der Geländemessungen und Schwermetallkonzentrationen des Profils „Fb1“ 30 cm. Elementgehalte in µg/l (Fe/Mn mg/l), DOC in mg/l.

		°C	eL	pH	mV	Vol. %	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
eL	K	,468														
	N	16														
pH	K	,218	,234													
	N	15	16													
mV	K	,115	,191	,456												
	N	16	17	16												
Vol. %	K	-,425*	-,179	-,336	-,203											
	N	22	16	15	16											
Pegel	K	-,453*	-,038	-,167	-,189	,523*										
	N	21	17	16	17	21										
As	K	-,297	,106	-,425	-,279	,337	,339									
	N	16	16	16	16	16	16									
Cd	K	,328	-,263	-,246	-,166	,156	-,430	,050								
	N	16	16	16	16	16	16	17								
Cr	K	-,206	-,382	-,155	-,365	-,100	-,184	,392	,196							
	N	16	16	16	16	16	16	17	17							
Cu	K	-,062	-,347	-,085	-,538*	-,259	-,358	,015	,316	,799**						
	N	16	16	16	16	16	16	17	17	17						
Fe	K	-,544*	-,429	-,224	-,212	,018	,127	,356	-,195	,350	-,049					
	N	16	16	16	16	16	16	17	17	17	17					
Mn	K	-,339	-,125	,037	-,357	-,178	,055	,054	-,103	,463	,299	,620**				
	N	16	16	16	16	16	16	17	17	17	17	17				
Ni	K	-,057	-,471	-,241	-,394	-,241	-,265	-,160	,174	,656**	,728**	,169	,422			
	N	16	16	16	16	16	16	17	17	17	17	17	17			
Pb	K	-,065	-,321	-,010	-,235	-,035	-,018	,464	,283	,667**	,377	,571*	,455	,162		
	N	16	16	16	16	16	16	17	17	17	17	17	17	17		
Zn	K	-,056	-,150	-,026	-,115	-,247	-,283	,076	,026	,373	,267	,502*	,406	,375	,407	
	N	16	16	16	16	16	16	17	17	17	17	17	17	17	17	
DOC	K	,075	-,050	,393	-,021	,393	-,057	-,003	,291	-,226	-,235	-,088	-,111	-,138	,009	,109
	N	15	16	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
* Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig). ** Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).																
Kein Zusammenhang			schwacher Zusammenhang				mittlerer Zusammenhang				starker Zusammenhang					

Tabelle 19: Korrelationsmatrix von gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Grundwasserflurabstand, Bodenfeuchte, DOC-Gehalten und Bodentemperatur in 25-35 cm Tiefe des Profils „Fb1“.

K = Korrelationskoeffizient, N = Probenzahl.

60 cm	°C	uS	pH	mV	Vol%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	DOC
12.8.11	15,7	518	6,96	430	46,5	-86	0,81	1,14	1,54	10,14	0,54	0,02	3,15	1,57	356	34,70
29.8.11		551	6,82	470		-80	1,30	1,03	0,71	4,77	0,23	0,00	2,69	1,63	359	10,62
10.9.11																
2.10.11																
15.10.11	9,4				40,8	-59										
30.10.11	10,5				39,7	-86										
19.11.11	7,4	542	6,86	354	38,5		1,11	0,53	1,24	5,06	0,68	0,00	2,02	0,95	372	16,73
05.12.11	6,7	547	7,1	483	45,6	-1										12,56
17.12.11																
27.12.11	8,7	503	6,79	405	55,6	43	1,33	1,10	0,60	6,07	0,27	0,04	3,31	0,63	566	12,00
16.1.12	8	432	6,69	244	59,1	16	1,91	1,20	0,68	6,08	0,20	0,07	2,96	0,83	368	9,16
9.3.12	5,8	419	6,36	437	40,9	-65	2,30	1,24	0,57	5,90	0,32	0,47	3,15	0,82	462	31,19
8.4.12																
21.4.12	8,1	369	6,8	410	39,0	-75	1,89	0,76	1,56	6,24	0,07	0,00	2,65	0,98	322	12,56
4.5.12	16,6	386	6,66	504	32,2	-72	1,81	0,87	1,83	19,63	0,30	0,01	20,20	3,12	480	9,34
9.6.12	14,3	449	6,54	304	41,6	-88	1,84	0,92	1,39	5,81	0,30	0,00	2,22	2,22	479	37,43
7.7.12	16,8	480	6,44	487	39,4	-72	1,73	0,57	1,46	15,56	0,45	0,03	5,53	5,28	512	18,83
21.7.12																15,67
27.08.12																
17.09.12	11,7	430	6,55	447	36,6	-88	2,29	0,80	0,65	19,02	0,26	0,04	3,88	2,20	690	13,38
08.10.12	9,7	442	6,62	463	44,1	-62	1,97	0,85	1,82	8,87	0,32	0,00	4,02	1,97	578	13,42
4.11.12																
1.12.12	4	442	6,52	312	42,8	-81	1,59	0,62	0,85	9,94	0,17	0,00	4,79	1,97	512	10,71
10.1.13	7,9	438	6,42	381	45,2	-37	1,49	0,43	1,45	6,45	0,40	0,01	4,30	3,07	272	24,15
16.2.13	6,4	431	6,59	305	43,0	-35	0,67	0,28	0,51	16,85	0,16	0,00	3,21	1,84	254	26,24
11.3.13	6,1	437	6,55	345	47,6	-7	2,51	0,42	0,78	4,69	0,52	0,00	3,02	1,60	352	16,86
30.3.13																
30.4.13	11,9	545	6,51	470	37,9	-32	3,85	0,49	2,06	6,34	4,14	0,02	4,87	2,83	468	24,11
18.5.13	14	474	6,87	424	37,2	-59	0,18	0,43	1,22	5,65	0,15	0,01	3,52	1,51	250	21,85
23.6.13	14,5	436	6,69	494	44,2	-65	0,01	0,35	1,04	7,14	0,10	0,01	4,47	1,12	396	21,90
18.7.13	16,2	451	6,42	370	37,6	-84	1,03	0,46	0,89	7,85	0,30	0,00	4,80	3,23	287	14,27

Tabelle 20: Ergebnisse der Geländemessungen und Schwermetallkonzentrationen des Profils „Fb1“ 50-60 cm. Elementgehalte in µg/l (Fe/Mn mg/l), DOC in mg/l.

		°C	eL	pH	mV	Vol.%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
eL	K	,155														
	N	20														
pH	K	,041	,324													
	N	20	21													
mV	K	,475*	,141	,141												
	N	20	21	21												
Vol.%	K	-,425*	,147	,218	-,317											
	N	22	20	20	20											
Pegel	K	-,453*	,090	,165	-,063	,523*										
	N	21	20	20	20	21										
As	K	-,260	-,284	-,446*	,029	-,053	,126									
	N	19	20	20	20	19	19									
Cd	K	,054	,022	,166	,061	,109	-,198	,322								
	N	19	20	20	20	19	19	20								
Cr	K	,521*	,181	,075	,412	-,293	-,167	,125	-,071							
	N	19	20	20	20	19	19	20	20							
Cu	K	,382	-,332	-,224	,307	-,233	-,315	-,080	-,069	,200						
	N	19	20	20	20	19	19	20	20	20						
Fe	K	,069	,437	-,279	,126	,024	,071	,347	,076	,372	-,056					
	N	19	20	20	20	19	19	20	20	20	20					
Mn	K	,164	-,064	-,146	,165	,078	,258	,162	,301	-,243	,112	,197				
	N	19	20	20	20	19	19	20	20	20	20	20				
Ni	K	,463*	-,032	-,459*	,517*	-,343	,025	-,020	-,301	,307	,659**	,110	,169			
	N	19	20	20	20	19	19	20	20	20	20	20	20			
Pb	K	,499*	,081	-,546*	,231	-,428	-,366	,099	-,314	,445*	,523*	,283	-,197	,637**		
	N	19	20	20	20	19	19	20	20	20	20	20	20	20		
Zn	K	,140	,015	-,184	,341	-,073	-,181	,446*	,445*	,082	,308	,168	,188	,280	,125	
	N	19	20	20	20	19	19	20	20	20	20	20	20	20	20	
DOC	K	,105	,031	-,305	-,107	-,008	-,172	-,140	-,263	,089	-,047	,320	,191	-,080	,089	-,287
	N	20	21	21	21	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
* Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).																
** Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).																
Kein Zusammenhang			schwacher Zusammenhang				mittlerer Zusammenhang				starker Zusammenhang					

Tabelle 21: Korrelationsmatrix von gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Grundwasserflurabstand, Bodenfeuchte, DOC-Gehalten und Bodentemperatur in 50-60 cm Tiefe des Profils „Fb1“.

K = Korrelationskoeffizient, N = Probenzahl.

Tiefe cm	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
10	12,5	5,52	88,4	110	38,0	2,44	55,5	449	1604
30	20,3	6,20	77,6	146	46,2	3,47	59,5	751	2114
60	38,3	3,87	51,0	169	46,1	4,28	58,4	928	1910

Tabelle 22: Königswasserlösliche Schwermetallkonzentrationen des Profils „Fb1“.

„Fachbach 2“

10 cm	°C	uS	pH	mV	Vol%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	DOC
12.8.11	17,9					-59										
29.8.11					33,9	-76										
10.9.11	16,9				34,9											
2.10.11																
15.10.11	9				40,9	-47										
30.10.11	11,4				37,9	-75										
19.11.11	7,5	494	6,84	384	32,2	-78	1,22	0,13	0,52	12,92	0,05	0,01	3,05	0,85	1029	28,21
05.12.11						37										
17.12.11																
27.12.11																
16.1.12	9,4	376	7,14	375	68,7	18,5	0,92	0,16	0,40	5,78	0,03	0,03	1,82	0,78	744	13,02
9.3.12	6,2				44,6	-50										
8.4.12																
21.4.12	9,2				29,0	-61										
4.5.12	15,8			631	28,1	-58	3,57	7,62	6,59	34,15	1,24	0,73	26,09	45,05	12905	
9.6.12	14,3		6,76	388	25,0	-77	2,52	0,73	4,63	39,13	0,95	0,18	19,15	23,89	14892	
7.7.12	17,3	227	6,55	352	31,5	-71	2,04	0,30	2,15	21,64	0,30	0,04	5,64	5,25	9657	27,22
21.7.12																
27.08.12																
17.09.12	12,9				24,8	-74										
08.10.12	10,4	1259	6,51	300	46,2	-47	0,90	0,80	1,93	10,52	0,28	0,05	5,24	2,25	10540	26,60
4.11.12																
1.12.12	4	704		526	40,8	-68	0,82	0,33	0,97	9,67	0,32	0,06	2,36	4,59	4507	18,92
10.1.13	7,7	353	6,52	323	61,2	-21	0,52	0,09	0,61	5,50	0,11	0,01	1,39	2,29	178	11,32
16.2.13	5,7	344	6,98	362	45,0	-24	0,71	0,19	0,91	8,10	0,30	0,04	2,09	4,53	1014	12,13
11.3.13	7	397	6,62	264	63,5	0	0,31	0,07	0,20	3,40	0,02	0,00	0,79	0,86	52	8,17
30.3.13																
30.4.13	11,7	420	7,03	445	45,6	-30	0,55	0,09	0,46	5,18	0,03	0,00	1,25	1,69	283	10,17
18.5.13	13,4	346	6,97	442	35,7	-52	0,68	0,08	0,35	6,42	0,04	0,01	1,26	1,11	845	13,22
23.6.13	15,4	332	6,61	506	46,0	-63	1,10	0,23	1,10	11,45	0,33	0,04	3,39	4,33	3675	23,12
18.7.13	17,4				25,4	-67	1,70	0,08	3,22	9,70	0,53	0,08	2,95	19,67	1738	15,64

Tabelle 23: Ergebnisse der Geländemessungen und Schwermetallkonzentrationen des Profils „Fb2“ 10 cm. Elementgehalte in µg/l (Fe/Mn mg/l), DOC in mg/l.

		°C	eL	pH	mV	Vol.%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
eL	K	-,587*														
	N	12														
pH	K	-,212	,018													
	N	10	10													
mV	K	,280	-,063	,503												
	N	13	12	10												
Vol.%	K	-,501*	,378	,030	-,489											
	N	20	12	10	13											
Pegel	K	-,339	,168	,309	-,434	,768**										
	N	20	12	10	13	20										
As	K	,640*	-,371	-,079	,401	-,719**	-,684**									
	N	14	12	10	13	14	14									
Cd	K	,125	-,077	-,406	,302	-,266	-,358	,596*								
	N	14	12	10	13	14	14	14								
Cr	K	,587*	-,343	-,588	,286	-,670**	-,569*	,802**	,692**							
	N	14	12	10	13	14	14	14	14							
Cu	K	,508	-,364	-,333	,357	-,732**	-,798**	,916**	,719**	,820**						
	N	14	12	10	13	14	14	14	14	14						
Fe	K	,480	-,448	-,474	,481	-,684**	-,579*	,752**	,631*	,926**	,785**					
	N	14	12	10	13	14	14	14	14	14	14					
Mn	K	,446	-,217	-,479	,363	-,600*	-,495	,780**	,732**	,934**	,758**	,926**				
	N	14	12	10	13	14	14	14	14	14	14	14				
Ni	K	,512	-,315	-,479	,280	-,609*	-,662**	,903**	,815**	,890**	,965**	,812**	,837**			
	N	14	12	10	13	14	14	14	14	14	14	14	14			
Pb	K	,499	-,510	-,467	,368	-,705**	-,477	,600*	,525	,895**	,626*	,904**	,842**	,666**		
	N	14	12	10	13	14	14	14	14	14	14	14	14	14		
Zn	K	,451	-,182	-,394	,363	-,657*	-,692**	,824**	,842**	,873**	,916**	,818**	,877**	,938**	,710**	
	N	14	12	10	13	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	
DOC	K	,280	,018	-,321	,200	-,538	-,818**	,825**	,608*	,594*	,958**	,529	,559	,902**	,231	,853**
	N	12	11	10	11	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
* Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig). ** Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).																
Kein Zusammenhang			schwacher Zusammenhang				mittlerer Zusammenhang				starker Zusammenhang					

Tabelle 24: Korrelationsmatrix von gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Grundwasserflurabstand, Bodenfeuchte, DOC-Gehalten und Bodentemperatur in 5-10 cm Tiefe des Profils „Fb2“.

K = Korrelationskoeffizient, N = Probenzahl.

30 cm	°C	uS	pH	mV	Vol%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	DOC
12.8.11	17,9	658	6,63	425		-59	0,25	0,54	2,55	5,12	0,04	0,01	3,24	1,03	276	46,52
29.8.11		675	6,51	377	33,9	-76	0,50	1,12	1,37	7,18	0,08	0,14	6,85	2,63	573	17,04
10.9.11	16,9	577	6,48	333	34,9		0,28	0,62	2,11	8,88	0,10	0,01	4,66	1,96	309	13,12
2.10.11																
15.10.11	9	585	6,7	354	40,9	-47	0,43	0,76	0,89	7,93	0,05	0,01	5,39	1,12	461	23,22
30.10.11	11,4	579	6,88	355	37,9	-75	0,22	0,44	1,92	6,00	0,14	0,01	3,70	1,65	333	13,42
19.11.11	7,5	540	6,45	318	32,2	-78	0,22	0,68	3,75	6,38	0,10	0,00	5,20	1,34	643	16,34
05.12.11						37										
17.12.11																
27.12.11																
16.1.12	9,4	393	6,56	431	68,7	19	0,71	0,54	0,69	7,38	0,28	0,15	4,68	1,65	306	19,87
9.3.12	6,2	443	6,48	278	44,6	-50	0,56	0,48	0,75	7,25	0,15	0,22	5,12	2,02	471	12,87
8.4.12																
21.4.12	9,2	310	6,81	277	29,0	-61	0,38	0,25	2,00	9,31	0,21	0,02	2,71	6,26	171	17,75
4.5.12	15,8	380	6,47	490	28,1	-58	0,42	0,62	4,17	9,09	0,31	0,03	5,44	2,91	525	14,13
9.6.12	14,3	404	6,97	317	25,0	-77	0,20	0,74	8,95	12,51	0,13	0,01	7,49	3,82	1086	14,82
7.7.12	17,3	425	6,34	276	31,5	-71	0,37	0,56	2,97	11,49	0,12	0,03	7,53	3,76	535	15,20
21.7.12																
27.08.12																
17.09.12	12,9	431	6,52	294	24,8	-74	0,61	0,26	10,19	12,03	0,55	0,01	6,28	3,68	425	9,66
08.10.12	10,4	509	6,48	473	46,2	-47	0,41	0,65	1,50	7,50	0,06	0,01	4,94	1,44	462	9,46
4.11.12		487	5,93	301												
1.12.12	4				40,8	-68	0,43	0,04	1,07	25,59	8,91	0,46	4,16	2,05	325	12,82
10.1.13	7,7	516	6,29	289	61,2	-21	0,90	0,39	0,62	5,77	0,12	0,12	3,42	1,67	415	19,59
16.2.13	5,7	434	6,61	435	45,0	-24	0,39	0,19	0,27	4,09	0,08	0,01	1,70	3,00	136	10,86
11.3.13	7	479	6,35	250	63,5	0	0,40	0,22	0,32	4,44	0,05	0,02	2,24	1,17	502	10,99
30.3.13																
30.4.13	11,7	468	6,23	466	45,6	-30	0,58	0,62	0,54	8,00	0,06	0,10	5,47	1,54	530	7,87
18.5.13	13,4	434	6,8	245	35,7	-52	0,30	0,30	1,24	7,51	0,05	0,00	2,75	1,34	616	12,71
23.6.13	15,4	397	6,6	518	46,0	-63	0,49	0,21	2,59	7,14	0,05	0,01	2,27	2,14	252	11,31
18.7.13	17,4	391	6,3	357	25,4	-67	0,27	0,25	0,90	5,55	0,11	0,01	1,97	3,29	205	10,95

Tabelle 25: Ergebnisse der Geländemessungen und Schwermetallkonzentrationen des Profils „Fb2“ 30 cm. Elementgehalte in µg/l (Fe/Mn mg/l), DOC in mg/l.

		°C	eL	pH	mV	Vol. %	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
eL	K	-,184														
	N	20														
pH	K	-,003	-,027													
	N	20	22													
mV	K	,211	,007	,023												
	N	20	22	22												
Vol. %	K	-,339	-,020	-,249	,087											
	N	20	20	20	20											
Pegel	K	-,501*	,295	-,166	,189	,768**										
	N	20	20	20	20	20										
As	K	-,357	-,080	-,334	,174	,488*	,483*									
	N	21	21	21	21	21	21									
Cd	K	,279	,444*	-,036	,160	-,222	-,194	-,146								
	N	21	21	21	21	21	21	22								
Cr	K	,556**	-,178	,242	,005	-,765**	-,729**	-,397	,308							
	N	21	21	21	21	21	21	22	22							
Cu	K	,147	-,357	,152	-,177	-,316	-,482*	,098	,211	,482*						
	N	21	21	21	21	21	21	22	22	22						
Fe	K	-,173	-,506*	-,009	-,093	-,260	-,382	,220	-,158	,257	,509*					
	N	21	21	21	21	21	21	22	22	22	22					
Mn	K	-,316	-,130	-,347	-,031	,226	,191	,588**	-,166	-,384	,109	,513*				
	N	21	21	21	21	21	21	22	22	22	22	22				
Ni	K	,157	,127	-,108	-,026	-,401	-,382	,153	,735**	,444*	,623**	,280	,181			
	N	21	21	21	21	21	21	22	22	22	22	22	22			
Pb	K	,160	-,630**	,053	-,070	-,417	-,635**	-,004	-,202	,357	,418	,623**	,235	,170		
	N	21	21	21	21	21	21	22	22	22	22	22	22	22		
Zn	K	,014	,194	-,172	-,301	-,292	-,223	-,095	,608**	,244	,302	-,110	-,079	,689**	-,150	
	N	21	21	21	21	21	21	22	22	22	22	22	22	22	22	
DOC	K	,061	,222	,277	-,165	-,082	-,066	-,095	,385	,161	-,005	,060	,174	,176	-,129	,015
	N	21	21	21	21	21	21	22	22	22	22	22	22	22	22	22
* Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).																
** Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).																
Kein Zusammenhang			schwacher Zusammenhang				mittlerer Zusammenhang				starker Zusammenhang					

Tabelle 26: Korrelationsmatrix von gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Grundwasserflurabstand, Bodenfeuchte, DOC-Gehalten und Bodentemperatur in 25-35 cm Tiefe des Profils „Fb2“.

K = Korrelationskoeffizient, N = Probenzahl.

60 cm	°C	uS	pH	mV	Vol%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	DOC
12.8.11	17,9	471	6,4	281		-59	0,42	0,44	0,56	2,79	8,20	0,42	3,18	0,89	540	25,52
29.8.11		611	6,27	299	33,9	-76	0,50	0,90	0,65	3,83	6,08	0,83	9,81	1,47	1582	18,16
10.9.11	16,9	579	6,24	203	34,9		0,35	0,20	0,56	2,39	9,40	0,86	7,06	1,10	959	14,12
2.10.11																
15.10.11	9	612	6,43	320	40,9	-47	0,44	0,74	0,67	5,61	9,26	0,73	9,43	1,64	1674	14,26
30.10.11	11,4	535	6,5	266	37,9	-75	0,47	0,11	0,56	1,90	9,27	0,39	5,11	1,16	796	14,22
19.11.11	7,5	502	6,38	408	32,2	-78	0,26	0,29	0,44	2,16	10,73	0,42	6,35	0,57	1160	25,50
05.12.11						37										
17.12.11																
27.12.11																
16.1.12	9,4	585	6,64	224	68,7	18,5	1,23	0,11	2,38	5,39	13,22	1,12	9,80	5,57	663	23,33
9.3.12	6,2	690	6,7	166	44,6	-50	2,25	0,09	0,75	3,66	30,32	2,05	14,95	0,40	631	41,12
8.4.12																
21.4.12	9,2	543	6,64	190	29,0	-61	0,89	0,04	1,04	3,40	26,86	1,05	6,39	2,46	328	54,88
4.5.12	15,8	530	6,32	187	28,1	-58	1,00	0,01	1,04	2,38	32,01	1,21	7,51	0,77	326	17,79
9.6.12	14,3	478	6,31	222	25,0	-77	1,01	0,02	0,84	3,34	20,05	0,83	5,08	1,26	158	12,58
7.7.12	17,3	655	6,36	199	31,5	-71	1,17	2,00	1,95	10,94	26,00	1,28	11,72	3,87	2570	25,83
21.7.12																
27.08.12																
17.09.12	12,9	462	6,28	229	24,8	-74	0,67	0,04	3,02	8,51	13,95	0,41	5,18	2,38	266	25,08
08.10.12	10,4	471	6,15	268	46,2	-47	0,31	0,03	0,89	4,93	11,85	0,55	4,67	1,38	402	13,73
4.11.12																
1.12.12	4	445	6,3	417	40,8	-68	0,26	0,52	4,42	9,49	0,29	0,02	5,38	2,47	618	11,22
10.1.13	7,7	608	6,2	229	61,2	-21										15,13
16.2.13	5,7	661	6,61	180	45,0	-24	1,49	0,04	1,80	5,09	36,44	1,58	8,68	4,36	190	16,00
11.3.13	7	721	6,4	192	63,5	0	1,64	0,01	1,59	3,63	36,09	1,39	7,84	2,33	195	36,60
30.3.13																
30.4.13	11,7	777	6,48	163	45,6	-30	2,89	0,01	2,06	3,36	55,79	1,84	11,36	1,44	1175	20,55
18.5.13	13,4	795	6,63	135	35,7	-52	2,08	0,02	2,02	3,57	40,04	1,33	8,25	2,29	276	33,87
23.6.13	15,4	803	6,3	157	46,0	-63										35,81
18.7.13	17,4	554	6,4	274	25,4	-67	0,88	0,02	2,29	3,19	11,56	0,71	5,25	3,19	242	16,93

Tabelle 27: Ergebnisse der Geländemessungen und Schwermetallkonzentrationen des Profils „Fb2“ 50-60 cm. Elementgehalte in µg/l (Fe/Mn mg/l), DOC in mg/l.

		°C	eL	pH	mV	Vol.%	Pegel	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
eL	K	-,072														
	N	21														
pH	K	-,238	,376													
	N	21	22													
mV	K	-,090	-,669**	-,368												
	N	21	22	22												
Vol.%	K	-,501*	,470*	,101	-,161											
	N	20	21	21	21											
Pegel	K	-,339	,434*	,320	-,373	,768**										
	N	20	21	21	21	20										
As	K	-,051	,752**	,598**	-,848**	,247	,513*									
	N	19	20	20	20	19	19									
Cd	K	-,107	-,171	-,152	,591**	-,004	-,345	-,522*								
	N	19	20	20	20	19	19	20								
Cr	K	-,076	,081	,135	-,232	,049	,315	,415	-,333							
	N	19	20	20	20	19	19	20	20							
Cu	K	-,356	,106	-,050	,068	,251	,264	,141	,318	,579**						
	N	19	20	20	20	19	19	20	20	20						
Fe	K	-,081	,590**	,440	-,914**	,137	,483	,845**	-,716**	,364	,005					
	N	19	20	20	20	19	19	20	20	20	20					
Mn	K	-,130	,847**	,478*	-,845**	,356	,576**	,857**	-,376	,152	,099	,806**				
	N	19	20	20	20	19	19	20	20	20	20	20				
Ni	K	-,289	,806**	,400	-,454*	,367	,365	,609**	,139	,160	,376	,397	,768**			
	N	19	20	20	20	19	19	20	20	20	20	20	20			
Pb	K	-,126	,176	,169	-,027	,109	,285	,242	,046	,755**	,657**	,128	,093	,203		
	N	19	20	20	20	19	19	20	20	20	20	20	20	20		
Zn	K	,002	,166	-,050	,287	,175	-,120	-,256	,677**	-,329	,102	-,398	-,051	,454*	-,176	
	N	19	20	20	20	19	19	20	20	20	20	20	20	20	20	
DOC	K	,032	,476*	,477*	-,491*	,035	,109	,484*	-,096	,060	,024	,454*	,472*	,394	,023	,021
	N	21	22	22	22	21	21	20	20	20	20	20	20	20	20	20
* Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).																
** Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).																
Kein Zusammenhang			schwacher Zusammenhang				mittlerer Zusammenhang				starker Zusammenhang					

Tabelle 28: Korrelationsmatrix von gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Grundwasserflurabstand, Bodenfeuchte, DOC-Gehalten und Bodentemperatur in 50-60 cm Tiefe des Profils „Fb2“.

K = Korrelationskoeffizient, N = Probenzahl.

Tiefe cm	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
10	9,62	1,77	44,4	67,7	33,0	2,29	48,7	145	874
30	11,1	2,71	50,2	69,8	33,3	2,44	49,5	306	1284
60	10,1	2,63	44,7	84,2	29,3	2,22	44,0	315	1308

Tabelle 29: Königswasserlösliche Schwermetallkonzentrationen des Profils „Fb2“.

Fläche	Tiefe cm	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
„Fr“	10-15	6,95	1,76	15,1	74,2	28,2	2,42	21,6	255	875
	25-40	18,0	4,10	14,5	196	34,4	4,60	22,7	892	2194
„Mi“	10	14,5	3,15	45,3	78,6	48,3	3,59	43,6	397	1491
	30	30,2	5,43	58,3	215	63,8	7,11	53,0	921	2258
	60	36,5	9,53	49,6	321	76,9	9,37	56,2	1527	4611
„Fb“	10-15	22,8	5,16	69,5	180	59,9	5,55	54,7	709	1735
	25-30	17,9	5,47	82,4	153	56,8	4,67	159	462	1749
	50-60	15,8	5,77	78,6	81,6	50,9	3,70	53,9	329	1614

Tabelle 30: Königswasserlösliche Schwermetallkonzentrationen von Mischproben der Auenbereiche.

Fließgewässerproben Lahn, Probenstelle „Mi“ (Winterhochwasser 2011/2012)							
Probenpunkt „Al“							
Datum		03.12.11	05.12.11	18.12.11	27.12.11	16.01.12	09.03.12
Cr	µg/l	0,34	0,22	0,70	0,49	0,91	0,24
Mn	mg/l	0,049	0,028	0,053	0,083	0,061	0,031
Fr	mg/l	0,057	0,047	0,156	0,145	0,528	0,043
Ni	µg/l	2,16	1,31	3,66	1,71	2,42	1,26
Cu	µg/l	2,19	1,92	4,28	3,04	3,40	2,15
Zn	µg/l	64,2	32,7	9,8	36,0	62,9	39,4
As	µg/l	0,59	0,42	0,30	0,36	0,52	0,32
Cd	µg/l	0,04	0,02	0,02	0,04	0,07	0,04
Pb	µg/l	0,35	0,21	2,18	0,31	1,62	0,12
Fließgewässerproben Lahn; Probenstelle Fr“ (Winterhochwasser 2011/2012)							
Probenpunkt „Al“				Probenpunkt „Mi“			
Datum		03.12.11	05.12.11	18.12.11	27.12.11	16.01.12	09.03.12
Cr	µg/l	0,30	0,33	n.b.	0,36	0,32	0,28
Mn	mg/l	0,042	0,034		0,024	0,024	0,039
Fe	mg/l	0,074	0,121		0,092	0,056	0,047
Ni	µg/l	2,00	1,80		1,37	1,35	1,51
Cu	µg/l	1,89	2,33		2,52	2,15	2,93
Zn	µg/l	73,3	30,0		20,5	36,0	49,4
As	µg/l	0,65	0,74		0,33	0,30	0,44
Cd	µg/l	0,04	0,04		0,02	0,03	0,05
Pb	µg/l	0,26	0,45		0,14	0,11	0,12

Tabelle 31: Gelöste Schwermetallkonzentrationen der Lahn während des Winterhochwassers 2011/2012.

Anhang II: Messwerte von Schwermetallgehalten im Rahmen des Laborversuches

„Mi1“																	
Tag	Cr µg/l	Mn mg/l	Fe mg/l	Ni µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Na mg/l	Mg mg/l	K mg/l	Ca mg/l	pH	eL	mV	Feu.
0	0,35	25,6	42,4	3,39	13,7	230	0,77	0,43	0,76	42,5	47,9	20,2	21,4	6,5	1129	435	56,2
1	0,46	36,3	32,9	5,28	24,5	423	0,98	0,60	1,22	48,6	51,8	23,5	24,1	7,0	1147	390	55,0
3	0,41	56,4	46,9	5,05	21,0	677	1,45	0,70	1,01	53,3	56,5	26,9	26,2	6,9	1069	386	54,4
7	0,90	221	65,3	7,75	28,6	1829	1,97	1,39	8,03	59,1	63,9	29,5	29,4	7,1	1004	392	53,0
11														7,1	944	392	51,9
14														7,2	1181	406	51,5
20	0,89	362	159,6	9,86	37,3	2101	2,35	1,31	2,54	59,0	59,9	30,5	26,5	7,1	894	406	50,9
27	1,04	101	34,9	7,56	31,7	421	1,76	1,07	1,25	50,7	55,1	23,9	25,4	6,8	966	436	49,8
33	0,94	7,4	31,0	6,17	27,4	425	1,68	0,73	1,21	50,0	54,4	22,3	25,6	6,7	1013	495	47,4
38	0,98	40,5	27,6	6,08	30,0	290	1,46	0,79	5,81	47,2	51,6	21,0	23,9	6,7	1078	415	45,3
41	1,01	3,3	36,0	5,90	33,4	311	1,33	0,61	2,80	45,2	49,3	20,6	23,4	6,7	1120	469	43,3
47	1,29	2,0	31,5	5,72	23,4	301	1,67	0,76	1,06	55,4	62,3	25,4	28,5	6,7	1215	461	40,0
54	1,79	4,1	44,6	5,68	24,6	642	1,40	0,64	1,58	51,9	66,4	23,3	31,4	6,8	1325	403	36,0
59	n.b.	16,0	103,0	20,11	18,7	2327	1,23	0,85	2,26	47,2	63,0	21,6	30,8	6,6	1530	416	33,4
64	1,27	22,3	77,3	8,05	34,4	1169	1,68	0,94	3,08	59,3	84,3	27,5	40,9	6,5	1712	399	31,3
67	1,33	56,0	109,1	7,59	22,0	5760	1,61	1,25	3,36	62,9	94,0	28,9	46,1	6,7	1755	430	30,5
72	1,44	22,8	64,0	5,62	27,7	2722	1,43	1,15	4,32	54,1	80,3	25,0	38,9	6,8	1804	411	29,5
77	1,73	37,2	90,9	6,10	40,5	5547	1,31	1,31	5,76	53,8	80,3	27,3	38,8	6,6	1915	n.b.	28,9
„Mi2“																	
0	1,27	33,9	90,2	5,24	24,9	1351	1,93	0,85	1,81	30,5	31,9	16,4	14,3	6,6	892	394	47,3
1	1,30	78,2	153,4	9,49	49,8	1986	4,04	2,03	3,07	55,0	58,9	25,7	26,4	7,0	937	388	46,7
3	0,91	98,6	73,3	8,28	43,3	1447	3,53	1,95	1,45	46,2	47,1	21,8	20,9	6,7	893	376	46,0
7	1,11	303	100,9	9,64	50,7	657	4,13	2,49	6,01	49,7	50,1	23,3	23,5	6,9	842	388	45,2
11	1,58	782	174,9	11,56	45,1	569	3,79	1,73	2,58	48,9	51,0	24,9	22,7	7,2	n.b.	375	44,0
14	1,49	1731	181,1	13,93	50,6	751	4,59	2,32	4,39	58,9	60,5	29,7	28,1	6,6	761	461	43,0
20	1,70	1186	105,8	14,06	66,5	1022	4,45	2,52	2,69	59,1	61,9	26,4	27,5	7,2	814	405	42,5
27	1,80	1113	56,6	11,31	54,9	472	3,06	1,25	1,78	52,4	54,4	24,5	23,6	6,8	796	428	41,7
33	2,27	57,0	254,3	12,48	61,7	681	3,67	1,04	2,92	65,9	65,2	28,0	31,2	6,6	768	399	39,7
38	2,00	9,8	69,5	7,55	36,9	422	2,33	0,69	2,54	40,8	42,9	17,8	20,5	6,4	845	403	39,0
41	1,28	6,6	36,6	6,24	34,7	372	2,32	0,71	1,85	41,1	43,2	17,7	20,0	6,8	891	453	37,2
47	1,61	3,4	32,2	6,35	32,7	297	2,14	0,70	1,55	44,2	49,5	19,2	24,0	6,7	1017	391	35,6
54	1,68	3,5	48,6	7,05	37,1	589	2,40	1,07	1,76	55,3	69,1	31,3	33,0	6,8	1079	395	32,1
59	1,57	5,2	36,9	5,85	32,5	452	2,13	0,77	1,27	48,5	60,4	21,3	29,1	6,6	1172	438	29,5
64	1,79	54,9	147,5	10,42	30,9	1400	2,42	1,04	2,66	54,4	70,1	24,4	32,4	6,5	1238	362	27,7
67	1,56	7,7	45,5	7,49	32,0	787	2,53	1,17	1,35	62,9	82,4	28,4	40,4	6,8	1323	400	26,8
72	1,03	19,3	42,1	6,95	21,6	1949	1,65	0,95	1,29	41,4	56,6	18,4	27,9	6,7	1501	393	25,6
77	1,28	5,2	36,8	4,64	19,7	785	1,49	1,02	1,31	39,3	54,4	18,0	26,9	6,7	1584	368	24,7

Tabelle 1: Zeitlicher Verlauf in Tagen von gelösten Schwermetallkonzentrationen, pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit (eL), Redoxpotential (mV) und Bodenfeuchte (Gew.%) nach erreichter Wassersättigung der Töpfe „Mi1“ und „Mi2“, (Extremwerte wurden entfernt = n.b.).

„Mi3“																	
Tag	Cr µg/l	Mn mg/l	Fe mg/l	Ni µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Na mg/l	Mg mg/l	K mg/l	Ca mg/l	pH	eL	mV	Feu.
0	0,64	75,5	35,9	7,30	31,6	790	1,64	1,24	1,09	40,5	50,0	22,2	24,0	6,5	1592	427	62,2
1	2,00	102	79,7	9,35	34,6	509	2,72	1,72	1,54	53,4	66,4	30,9	31,7	6,8	1496	392	61,3
3	1,70	390	152	19,22	72,9	3658	5,97	3,68	1,07	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	6,8	1359	376	61,4
7	1,45	402	149	15,00	96,4	1023	4,00	2,18	2,92	69,6	74,2	41,2	34,4	6,9	1190	382	59,6
11														7,3	1095	424	58,7
14	0,93	264	65,5	8,18	31,7	979	2,47	1,28	1,48	37,8	40,8	22,8	18,4	7,1	1003	398	57,4
20	1,45	272	171	13,73	53,2	3305	3,90	1,66	5,44	55,6	60,4	28,5	27,9	7,1	935	429	57,1
27	2,77	51,8	97,5	13,14	58,6	1855	4,00	1,51	3,66	71,3	75,1	36,4	36,5	6,9	1112	433	56,3
33	1,46	8,9	44,4	11,58	64,1	665	3,86	1,18	1,40	63,2	75,1	35,7	35,1	6,3	1096	436	55,5
38	1,40	50,8	72,5	9,23	51,3	448	2,99	1,27	4,31	54,2	64,0	31,7	31,7	6,3	1147	420	54,7
41	0,85	1,7	20,1	6,07	31,0	275	1,87	0,85	1,22	35,8	41,7	21,2	21,1	6,7	1185	479	53,9
47	0,89	104	24,6	5,28	30,8	398	1,79	0,73	1,51	36,3	43,4	21,4	20,7	6,8	1167	407	51,9
54	1,15	4,5	23,5	4,10	25,7	302	1,51	0,56	1,35	33,5	38,2	14,8	18,1	6,8	1366	397	48,0
59	1,60	2,6	40,7	9,05	46,2	761	3,23	1,50	1,24	74,8	99,7	45,3	50,9	6,6	1415	429	44,9
64	1,30	9,1	129	5,80	32,8	1043	1,88	0,83	1,57	46,6	58,6	26,6	29,1	6,6	1498	414	42,9
67	1,06	4,0	82,6	5,04	32,9	900	1,73	0,73	2,00	43,9	55,6	24,8	28,1	6,8	1502	422	41,6
72	0,95	6,8	29,0	5,32	29,1	576	1,74	0,83	2,11	47,2	64,3	26,2	31,8	6,7	1718	408	40,3
77	0,99	1,9	102	4,43	19,7	566	1,30	0,71	0,88	40,8	58,7	23,1	27,5	6,6	1801	397	39,0
„Fb1“																	
0	0,70	24,0	72,1	5,05	26,0	3298	1,57	1,72	1,87	35,9	30,5	10,2	13,4	6,4	1395	400	59,3
1	0,76	5,98	84,3	3,41	18,8	994	1,35	0,85	2,30	26,7	22,1	7,55	8,6	6,6	1382	367	58,1
3	1,03	7,19	161	4,27	23,6	1440	1,69	0,97	1,45	34,5	30,2	9,62	14,0	6,7	1135	389	57,2
7	1,11	9,58	164	5,48	29,9	761	2,21	1,30	2,19	46,7	43,8	13,0	18,4	6,7	1071	388	55,8
11	1,48	16,16	97,8	8,65	42,6	2627	2,50	3,16	2,53	60,3	59,9	16,3	25,9	6,4	1227	493	54,4
14	3,08	6,66	111	9,10	44,9	1668	2,56	3,47	3,07	62,3	64,4	16,7	27,5	6,3	1018	466	52,8
20	0,76	3,20	45,7	4,58	29,3	1471	1,61	1,18	2,74	39,9	41,3	10,8	19,0	6,7	1051	463	52,3
27	1,18	2,36	49,1	6,96	35,9	1370	2,09	1,98	1,37	58,3	65,8	16,1	29,9	6,9	1096	430	50,8
33	0,83	2,24	59,6	5,37	23,2	1314	1,46	1,48	1,07	47,3	55,1	12,7	23,9	6,7	1093	483	48,3
38	1,03	2,35	85,7	6,85	28,9	1365	1,87	1,98	1,36	62,5	75,5	17,0	33,8	6,6	1157	421	46,1
41	1,74	2,76	77,2	8,62	36,5	1339	2,45	2,40	2,29	76,3	95,2	20,7	45,6	6,7	1168	435	44,0
47	0,89	1,24	115	3,65	19,7	590	0,98	1,09	1,54	35,9	44,2	9,8	20,8	6,2	1226	424	39,9
54	1,36	2,33	163	6,24	25,2	1079	1,51	2,02	1,57	58,9	77,9	16,3	35,8	6,8	1324	401	36,3
59														6,6	1379	427	33,6
64	1,50	3,26	208	8,25	25,1	1336	1,61	2,41	1,85	67,3	100,9	18,6	47,4	6,5	1439	409	31,4
67	1,04	5,16	38,6	6,08	17,5	2500	1,22	1,79	2,09	52,7	76,8	15,3	36,4	6,2	1520	383	30,2
72	2,61	5,96	164	7,15	38,2	2090	1,33	1,78	3,36	56,4	74,0	14,3	36,7	6,7	1661	408	29,0
77	1,26	5,60	69,0	7,11	35,2	3760	1,05	1,77	1,89	50,1	75,9	13,7	36,8	6,5	1718	n.b.	28,2

Tabelle 2: Zeitlicher Verlauf in Tagen von gelösten Schwermetallkonzentrationen, pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit (eL), Redoxpotential (mV) und Bodenfeuchte (Gew.%) nach erreichter Wassersättigung der Töpfe „Mi3“ und „Fb1“, (Extremwerte wurden entfernt = n.b.).

„Fb2“																	
Tag	Cr µg/l	Mn mg/l	Fe mg/l	Ni µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Na mg/l	Mg mg/l	K mg/l	Ca mg/l	pH	eL	mV	Feu.
0	0,63	23,0	55,9	4,73	18,4	672	1,22	1,92	2,22	48,5	48,2	11,3	21,3	6,6	738	384	61,5
1	0,85	47,9	91,3	5,79	26,9	2000	1,51	1,99	3,80	59,6	59,0	14,3	25,7	6,6	703	390	59,8
3	0,71	37,6	45,1	6,46	30,0	1159	1,83	1,94	1,47	59,7	56,9	14,6	26,1	6,7	734	390	58,9
7	0,48	47,9	66,2	4,61	23,3	1082	1,61	1,55	1,58	50,2	45,2	13,0	20,6	6,7	804	384	57,7
11	1,70	128	215	7,04	24,3	783	2,41	2,20	6,64	59,9	57,0	15,4	25,9	6,7	855	523	56,2
14	1,01	102	147	6,98	25,0	817	1,96	2,08	1,48	58,0	54,1	14,5	25,4	6,3	872	481	54,7
20	1,61	203	113	11,80	37,2	2538	2,73	3,02	6,59	77,7	76,1	18,6	35,2	6,8	921	463	54,1
27	1,22	174	42,1	8,11	27,7	1228	2,02	2,69	1,16	67,0	66,1	15,6	30,6	6,7	1069	430	52,7
33	0,80	123	34,8	8,54	31,5	1417	2,08	2,42	1,37	61,6	66,1	13,6	30,0	6,4	1132	511	49,6
38	0,79	1,32	55,5	3,14	32,8	303	1,84	0,56	1,80	37,3	34,9	8,1	17,1	6,5	1217	411	48,7
41	0,83	2,24	31,2	5,19	17,4	764	1,24	1,49	0,98	43,1	44,0	10,0	20,7	6,6	1266	429	46,6
47	1,46	1,07	39,5	7,00	21,5	951	1,61	1,94	0,93	60,9	64,4	13,8	30,1	6,6	1340	419	44,6
54	1,03	1,84	25,9	7,15	25,9	1348	1,55	2,08	1,32	65,6	67,8	15,5	30,2	6,8	1442	409	40,5
59	1,14	1,22	23,9	7,84	30,9	1541	1,64	2,47	0,70	77,6	88,9	17,8	40,1	6,6	1568	438	37,5
64	0,95	n.b.	66,9	4,46	12,3	731	0,92	1,33	3,20	37,4	42,2	8,6	19,7	6,5	1630	408	35,6
67	1,54	1,74	189	7,18	25,5	1179	1,56	2,36	1,46	72,0	84,7	17,1	40,3	6,2	1664	387	34,5
72	0,62	1,22	71,9	3,52	12,1	690	0,86	1,30	0,88	39,1	46,8	9,1	21,3	6,7	1753	385	33,6
77	0,59	1,06	55,4	4,18	13,4	787	0,98	1,47	0,89	47,1	57,9	11,1	25,5	6,4	1585	n.b.	33,1
„Fb3“																	
0	0,99	6,49	93,7	6,14	12,2	1123	0,68	1,15	0,86	68,9	69,8	15,1	29,6	6,5	1334	382	61,7
1	0,33	4,54	45,5	2,61	9,3	818	0,43	0,75	0,81	39,1	38,3	8,63	16,5	6,6	1288	391	60,9
3	0,32	18,9	34,8	2,81	10,5	358	0,61	0,92	0,49	36,6	34,0	9,04	15,0	6,6	1214	396	60,0
7	0,30	28,5	29,0	2,51	10,5	271	0,59	0,76	0,44	27,4	24,8	7,10	10,6	6,8	1141	399	59,1
11	0,94	12,6	44,0	7,07	18,2	1403	1,23	1,44	0,82	59,1	59,7	13,6	25,7	6,6	1138	487	58,1
14	0,68	7,28	37,1	1,49	16,5	705	0,80	0,28	1,07	20,9	18,3	5,29	8,3	6,2	1102	464	56,5
20	0,40	8,09	39,3	1,51	18,9	304	0,97	0,36	2,33	21,2	18,5	5,29	8,4	6,8	1126	456	56,3
27	0,63	0,84	24,0	4,09	14,4	643	0,86	0,98	0,42	38,4	37,1	8,60	16,6	6,7	1179	429	55,4
33	0,70	1,13	36,5	3,69	16,0	440	0,97	1,03	0,83	41,7	40,4	9,20	17,4	6,5	1228	506	54,5
38	0,57	1,46	27,2	3,53	14,0	656	0,84	0,99	0,59	39,7	40,7	9,01	17,6	6,4	1274	434	53,6
41	0,42	0,86	30,9	2,64	11,9	374	0,53	0,71	1,48	29,1	27,9	6,65	12,4	6,6	1304	436	52,9
47	0,51	1,51	31,6	2,59	11,4	416	0,55	0,80	1,03	29,0	29,6	6,65	13,2	6,5	1317	422	50,9
54	0,80	1,64	24,9	4,22	15,7	939	0,91	1,37	1,12	50,3	54,8	11,8	25,6	6,8	1371	405	46,5
59	0,70	1,13	24,3	3,26	11,0	785	0,63	1,13	0,50	38,0	42,6	8,86	18,1	6,3	1424	466	43,3
64	0,53	5,49	27,7	3,88	11,8	1103	0,71	1,21	0,55	45,3	53,0	10,5	22,9	6,5	1439	409	41,1
67	0,67	6,41	40,2	3,32	10,8	2983	0,61	1,10	0,76	37,1	42,2	9,10	19,8	6,7	1527	402	39,9
72	1,10	5,99	44,3	5,09	14,1	2179	0,88	1,72	1,72	59,8	72,7	14,1	33,7	6,8	1634	395	38,5
77	3,16	18,2	56,9	5,57	13,0	4033	0,82	1,56	1,74	51,4	62,3	12,4	29,9	6,5	1699	416	37,2

Tabelle 3: Zeitlicher Verlauf in Tagen von gelösten Schwermetallkonzentrationen, pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit (eL), Redoxpotential (mV) und Bodenfeuchte (Gew.%) nach erreichter Wassersättigung der Töpfe „Fb2“ und „Fb3“, (Extremwerte wurden entfernt = n.b.).

„Fr1“																	
Tag	Cr µg/l	Mn mg/l	Fe mg/l	Ni µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Na mg/l	Mg mg/l	K mg/l	Ca mg/l	pH	el	mV	Feu.
0	0,65	20,4	728	3,22	25,3	2833	4,18	0,85	1,27	50,1	44,7	11,6	20,1	6,8	790	312	56,8
1	1,30	11,4	130	3,07	22,8	4055	1,44	0,64	1,80	36,0	33,5	8,35	15,6	6,7	798	364	52,1
3	0,62	8,25	65,9	2,54	27,4	743	1,62	0,69	0,86	41,4	36,9	9,96	16,5	6,7	747	399	50,9
7	3,84	33,5	n.b.	5,75	42,8	1507	2,80	1,07	5,77	58,8	52,6	15,1	24,9	6,9	716	385	49,5
11	1,36	19,8	69,3	3,94	34,5	1896	2,27	0,84	1,54	47,3	43,1	12,2	20,1	7,3	807	440	48,0
14	1,07	201	80,1	8,70	33,0	1235	2,42	3,01	1,45	76,6	72,9	20,8	32,2	6,5	692	448	46,7
20	0,91	30,9	104	5,96	25,0	2049	1,51	1,73	1,94	52,4	51,1	12,4	22,3	7,0	658	431	46,2
27	0,70	15,1	41,5	3,46	39,2	490	2,44	0,82	1,69	45,6	41,9	11,1	19,7	6,9	712	415	44,7
33	0,65	2,30	44,4	2,87	29,7	656	1,59	0,61	1,77	34,7	34,6	7,22	15,9	6,8	767	490	42,1
38	0,85	4,15	41,7	7,80	27,4	1337	1,72	2,39	1,34	67,7	73,4	14,6	33,4	6,8	778	415	39,9
41	1,38	17,7	131	2,95	26,2	213	1,27	0,44	3,75	35,7	28,0	6,50	13,5	6,8	724	397	38,0
47	0,90	1,34	32,3	2,54	29,8	203	1,27	0,50	1,10	35,7	32,8	7,15	15,8	6,7	770	422	34,1
54	0,72	1,15	19,6	2,34	21,3	247	1,24	0,51	0,85	38,4	35,1	7,61	17,1	6,7	843	409	30,5
59	0,67	1,11	32,3	2,71	19,8	275	1,06	0,44	1,01	36,9	35,8	7,24	18,1	6,8	946	420	27,5
64	1,48	1,78	37,9	4,61	25,0	385	1,39	0,65	1,16	51,5	51,4	10,3	26,3	6,8	1017	394	25,5
67	0,97	2,00	44,0	2,30	18,1	259	0,87	0,52	1,79	36,7	36,8	7,52	17,7	6,4	1068	368	23,6
72	0,76	6,96	36,9	2,29	19,5	412	1,22	0,61	1,34	47,7	50,2	9,09	25,2	6,9	1092	395	21,2
77	1,64	n.b.	136	9,71	23,6	n.b.	5,34	0,87	23,18	40,1	41,3	7,04	21,5	n.b.	n.b.	n.b.	19,2
„Fr2“																	
0	8,32	9,47	81,1	n.b.	35,8	1913	2,08	1,10	5,03	39,8	39,7	11,0	18,8	6,8	818	374	49,1
1	0,51	7,96	33,8	2,57	23,1	927	1,75	0,86	0,53	30,8	30,3	8,46	14,2	6,8	742	392	48,0
3	3,83	259	n.b.	n.b.	25,2	1709	2,30	0,77	8,25	n.b.	28,4	9,11	13,0	6,7	685	395	47,3
7	0,60	13,6	41,3	13,7	23,9	218	1,60	0,58	1,22	22,7	20,6	9,73	10,0	7,0	635	402	46,3
11	2,20	82,0	216	4,20	50,8	736	3,79	1,22	8,77	38,5	34,9	12,4	15,6	7,1	573	468	44,8
14	8,75	57,8	n.b.	2,99	35,0	425	2,48	0,79	8,24	25,4	23,7	7,87	9,9	6,5	545	459	43,6
20	0,88	312	70,8	3,89	40,2	981	3,03	1,31	1,91	32,4	30,8	10,5	13,7	7,0	554	435	43,2
27	0,83	426	59,7	4,60	36,4	683	2,32	1,36	2,48	28,0	27,4	8,99	13,4	6,9	586	412	42,2
33	0,77	148	34,1	4,80	47,6	921	2,73	1,34	2,62	36,8	37,5	10,4	18,8	6,9	617	461	39,7
38	0,88	54,8	28,5	3,83	39,0	688	2,27	1,10	1,33	31,8	33,5	8,00	15,3	6,8	655	420	39,0
41	0,66	1,84	25,6	2,75	26,7	445	1,45	0,55	0,98	20,6	20,7	5,05	9,2	6,3	601	430	37,2
47	1,05	1,01	118	2,33	31,8	349	1,66	0,59	1,53	24,4	23,8	5,89	11,1	6,3	616	429	35,4
54	1,13	1,71	47,8	2,35	32,0	497	1,79	0,59	1,00	27,5	26,1	6,61	12,5	6,7	609	406	32,0
59	0,98	1,24	42,4	1,91	29,1	503	1,63	0,54	1,01	28,3	27,8	6,82	13,0	6,7	672	451	29,3
64	1,00	1,61	66,1	2,36	30,1	622	1,73	0,62	1,65	31,6	30,7	7,73	14,6	6,8	702	396	27,4
67	1,42	1,23	39,0	1,84	23,5	845	1,42	0,58	0,94	28,4	29,4	6,85	14,2	6,8	782	394	25,4
72	1,06	7,08	103	1,55	19,5	1390	1,02	0,43	3,25	18,8	19,5	4,49	10,4	6,9	822	395	23,1
77	0,95	7,11	86,4	3,65	20,9	5027	1,34	0,60	1,63	27,1	28,5	6,78	14,4	6,8	803	n.b.	20,6

Tabelle 4: Zeitlicher Verlauf in Tagen von gelösten Schwermetallkonzentrationen, pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit (eL), Redoxpotential (mV) und Bodenfeuchte (Gew.%) nach erreichter Wassersättigung der Töpfe „Fr1“ und „Fr2“, (Extremwerte wurden entfernt = n.b.).

„Fr3“																	
Tag	Cr µg/l	Mn mg/l	Fe mg/l	Ni µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Na mg/l	Mg mg/l	K mg/l	Ca mg/l	pH	el	mV	Feu.
0	0,80	9,08	78,2	2,95	21,3	2089	1,34	1,07	0,85	39,9	44,4	9,27	21,0	6,6	1146	372	50,5
1	1,51	11,5	137	3,40	29,2	1633	1,83	1,18	1,96	37,7	42,0	10,47	19,8	6,9	927	406	49,5
3	0,70	7,04	129	2,54	25,3	509	1,57	0,85	1,31	30,7	34,3	8,61	15,8	6,8	865	389	48,9
7	0,83	8,84	124	2,46	25,6	285	1,79	0,83	1,64	27,5	29,5	8,83	14,2	6,9	818	397	48,0
11	1,41	20,0	140	2,56	23,9	1758	1,67	0,73	2,18	27,5	26,4	7,72	13,8	6,9	852	463	47,1
14	5,75	35,7	244	7,90	26,6	526	1,88	0,73	6,51	26,4	27,8	8,06	12,9	6,5	750	466	45,7
20	1,80	87,6	210	31,27	28,7	1463	1,91	0,66	7,68	32,7	25,4	7,21	12,3	6,9	728	447	45,6
27	0,63	18,8	111	2,45	29,8	628	2,27	0,80	1,52	27,7	28,9	8,33	13,2	6,9	701	411	44,8
33	0,45	19,8	43,0	2,45	33,5	551	2,42	0,87	1,36	31,0	33,0	9,14	15,8	6,8	697	471	44,1
38	0,89	16,3	53,1	7,46	30,7	416	1,68	0,62	1,49	22,3	22,8	6,34	10,6	6,8	594	416	43,4
41	0,43	18,3	58,3	2,32	30,0	478	2,03	0,76	1,45	27,1	26,4	7,90	12,0	6,7	689	431	42,6
47	0,79	13,6	120	2,57	30,5	369	1,90	0,73	1,76	27,9	29,3	7,42	14,0	6,8	715	420	40,8
54	0,86	2,09	136	1,84	21,6	569	1,27	0,44	1,24	20,0	20,7	4,70	9,9	6,9	724	392	37,4
59	1,00	1,68	61,6	2,05	24,9	668	1,32	0,50	1,24	26,3	26,0	6,08	13,0	6,8	722	433	34,6
64	0,87	1,43	108	1,97	26,2	953	1,70	0,53	1,03	30,5	31,3	7,18	15,8	6,8	783	403	32,7
67	0,76	1,47	40,9	2,23	31,8	2590	2,10	0,76	1,01	41,1	43,6	9,53	21,8	6,4	855	377	31,0
72	0,62	1,32	92,5	2,71	17,9	1039	1,03	0,44	1,19	22,7	24,1	5,36	11,8	6,7	932	409	28,9
77	0,71	2,44	71,5	2,80	14,1	1679	0,71	0,35	1,47	19,9	21,3	4,30	11,0	6,7	958	411	26,3

Tabelle 5: Zeitlicher Verlauf in Tagen von gelösten Schwermetallkonzentrationen, pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit (eL), Redoxpotential (mV) und Bodenfeuchte (Gew.%) nach erreichter Wassersättigung des Topfs „Fr 3“.

		pH	eL	mV	Feu	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Na	Mg	K
eL	K	-,379**															
	N	161															
mV	K	-,155	-,082														
	N	157	157														
Feu.	K	,046	-,039	,041													
	N	161	161	157													
Cr	K	,053	,047	,012	-,22**												
	N	156	156	152	157												
Mn	K	,308**	-,259**	-,07	,355**	,257**											
	N	157	157	153	158	157											
Fe	K	,123	-,217**	-,20	,045	,482**	,401**										
	N	157	157	153	158	157	158										
Ni	K	,007	,220**	,062	,161	,580**	,500**	,256**									
	N	155	155	151	156	155	156	156									
Cu	K	,263**	-,310**	,130	,036	,527**	,437**	,298**	,506**								
	N	157	157	153	158	157	158	158	156								
Zn	K	,005	,218**	-,15	,042	,272**	,239**	,411**	,331**	,076							
	N	157	157	153	157	156	157	157	155	157							
As	K	,303**	-,393**	,066	,134	,520**	,555**	,413**	,533**	,849**	,131						
	N	157	157	153	158	157	158	158	156	158	157						
Cd	K	-,077	,247**	,025	,274**	,297**	,365**	,232**	,657**	,311**	,541**	,366**					
	N	157	157	153	158	157	158	158	156	158	157	158					
Pb	K	,198*	-,177*	,007	-,040	,568**	,540**	,586**	,408**	,496**	,253**	,467**	,226**				
	N	157	157	153	158	157	158	158	156	158	157	158	158				
Na	K	-,086	,358**	,001	,125	,439**	,231**	,122	,726**	,317**	,400**	,316**	,726**	,183*			
	N	155	155	151	156	155	156	156	155	156	155	156	156	156			
Mg	K	-,143	,539**	-,02	-,033	,438**	,139	,066	,707**	,278**	,391**	,222**	,681**	,150	,945**		
	N	156	156	152	157	156	157	157	155	157	156	157	157	157	156		
K	K	,045	,375**	-,05	,148	,446**	,397**	,095	,770**	,486**	,211**	,458**	,527**	,266**	,776**	,825**	
	N	156	156	152	157	156	157	157	155	157	156	157	157	157	156	157	
Ca	K	-,124	,547**	-,03	-,090	,457**	,127	,056	,698**	,287**	,373**	,228**	,634**	,161*	,923**	,992**	,825**
	N	156	156	152	157	156	157	157	155	157	156	157	157	157	156	157	157
		* Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).															
		** Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).															
Kein Zusammenhang				schwacher Zusammenhang				mittlerer Zusammenhang				starker Zusammenhang					

Tabelle 6: Korrelationsmatrix von gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Feuchte (Gew.%) und Redoxpotential von Bodenlösungen im Rahmen des Laborversuchs.

K = Korrelationskoeffizient, N = Probenzahl.

		pH	eL	mV	Feu	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Na	Mg	K
eL	K	-,457**															
	N	107															
mV	K	-,020	-,200*														
	N	103	103														
Feu	K	,077	-,091	,588**													
	N	107	107	103													
Cr	K	,020	,199*	-,223*	-,21*												
	N	105	105	101	106												
Mn	K	,356**	-,134	,025	,148	,336**											
	N	106	106	102	107	106											
Fe	K	,127	-,077	-,220*	-,19*	,396**	,324**										
	N	106	106	102	107	106	107										
Ni	K	-,047	,304**	,106	,225*	,664**	,506**	,238*									
	N	106	106	102	107	106	107	107									
Cu	K	,239*	-,341**	,175	,198*	,446**	,474**	,234*	,451**								
	N	106	106	102	107	106	107	107	107								
Zn	K	,027	,331**	-,081	-,125	,243*	,269**	,409**	,392**	-,003							
	N	106	106	102	106	105	106	106	106	106							
As	K	,287**	-,392**	,153	,219*	,427**	,526**	,252**	,506**	,850**	,019						
	N	106	106	102	107	106	107	107	107	107	106						
Cd	K	-,095	,390**	,131	,289**	,275**	,285**	,121	,649**	,191*	,598**	,235*					
	N	106	106	102	107	106	107	107	107	107	106	107					
Pb	K	,232*	-,037	-,040	-,003	,468**	,673**	,552**	,421**	,463**	,227*	,368**	,132				
	N	106	106	102	107	106	107	107	107	107	106	107	107				
Na	K	-,121	,481**	-,006	,141	,563**	,231*	,099	,785**	,290**	,421**	,309**	,753**	,192*			
	N	106	106	102	107	106	107	107	107	107	106	107	107	107			
Mg	K	-,210*	,638**	-,092	,016	,571**	,208*	,123	,746**	,244*	,478**	,231*	,737**	,198*	,950**		
	N	106	106	102	107	106	107	107	107	107	106	107	107	107	107		
K	K	-,054	,461**	-,010	,198*	,578**	,400**	,079	,766**	,476**	,242*	,468**	,525**	,302**	,796**	,835**	
	N	106	106	102	107	106	107	107	107	107	106	107	107	107	107	107	
Ca	K	-,202*	,641**	-,123	-,031	,601**	,219*	,137	,744**	,260**	,465**	,246*	,697**	,230*	,936**	,993**	,839**
	N	106	106	102	107	106	107	107	107	107	106	107	107	107	107	107	107
		* Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).															
		** Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).															
Kein Zusammenhang				schwacher Zusammenhang				mittlerer Zusammenhang				starker Zusammenhang					

Tabelle 7: Korrelationsmatrix von gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Feuchte (Gew.%) und Redoxpotential von Bodenlösungen im Rahmen des Laborversuchs zwischen Tag 20 und Tag 77 nach Erreichen der Feldkapazität.

K = Korrelationskoeffizient, N = Probenzahl.

Anhang III: Messwerte von Schwermetallgehalten innerhalb der untersuchten Talsperren

Aartalsperre

Fließgewässerproben Aarbach									
Probenpunkt „Al“									
Datum		19.8.	22.8.	25.8.	30.8.	31.8.	2.9.	4.9.	8.9.
Cr	(µg/l)	0,04	0,08	0,11	0,12	0,11	0,18	0,78	0,95
Mn	(mg/l)	0,55	0,31	0,04	0,30	0,09	0,03	0,69	0,31
Fe	(mg/l)	0,02	0,05	0,01	0,18	0,07	0,02	1,94	0,37
Ni	(µg/l)	0,13	0,25	0,33	0,22	0,77	0,25	1,23	5,41
Cu	(µg/l)	0,17	0,40	0,72	0,36	0,83	1,06	2,13	11,4
Zn	(µg/l)	0,54	1,79	1,78	0,93	1,30	1,76	15,4	38,0
As	(µg/l)	0,68	1,3	0,73	2,27	0,70	0,60	1,37	0,48
Se	(µg/l)	0,03	0,06	0,03	0,07	0,06	0,06	0,06	0,06
Cd	(µg/l)	0,004	0,003	0,004	0,002	0,003	0,004	0,013	0,038
Pb	(µg/l)	0,03	0,10	0,11	0,12	0,22	0,07	0,58	1,75

Fließgewässerproben Aarbach									
Probenpunkt „Al“					Probenpunkt „Mi“				
Datum		13.9.	19.9.	14.10.	2.9.	4.9.	8.9.	13.9.	19.9.
Cr	(µg/l)	1,11	1,24	0,11	2,32	0,80	0,60	1,30	2,29
Mn	(mg/l)	1,48	0,95	1,23	0,40	0,39	0,26	0,44	0,28
Fe	(mg/l)	0,41	1,20	0,32	0,13	0,12	0,16	0,23	0,26
Ni	(µg/l)	2,57	4,51	0,75	0,80	1,95	1,55	1,28	3,49
Cu	(µg/l)	5,72	12,8	0,54	2,50	2,60	2,25	2,05	14,7
Zn	(µg/l)	10,7	21,4	11,5	3,023	4,90	10,1	4,34	20,9
As	(µg/l)	1,49	1,60	0,95	2,41	1,57	3,47	3,22	2,38
Se	(µg/l)	0,14	0,16	0,07	0,09	0,05	0,10	0,1	0,12
Cd	(µg/l)	0,038	0,058	0,005	0,005	0,007	0,014	0,013	0,076
Pb	(µg/l)	1,42	2,95	0,22	0,39	0,47	0,5	0,96	1,39

Fließgewässerproben Aarbach								
Probenpunkt „El“								
Datum		30.8.	31.8.	2.9.	4.9.	8.9.	13.9.	19.9.
Cr	(µg/l)	0,11	0,11	0,33	0,41	0,75	0,51	2,0
Mn	(mg/l)	0,41	0,21	0,37	0,39	0,22	0,22	0,55
Fr	(mg/l)	0,08	0,07	0,07	0,04	0,37	0,08	0,25
Ni	(µg/l)	0,30	0,42	0,28	0,99	2,25	1,09	3,79
Cu	(µg/l)	0,48	0,87	1,44	2,27	5,01	1,39	11,4
Zn	(µg/l)	0,80	1,94	2,86	4,65	28,5	6,20	17,3
As	(µg/l)	3,78	2,91	3,01	1,46	2,20	1,69	3,66
Se	(µg/l)	0,09	0,09	0,09	0,04	0,07	0,06	0,12
Cd	(µg/l)	0,008	0,009	0,004	0,004	0,043	0,006	0,032
Pb	(µg/l)	0,18	0,37	0,12	0,29	1,82	0,42	1,08

Tabelle 1: Schwermetallkonzentrationen des Aarbaches

Interstitialwasser							
Probenpunkt		2/1 (5-10 cm)					
Datum		31.8.	2.9.	4.9.	8.9.	13.9.	19.9.
Cr	(µg/l)	5,48	0,79	0,94	1,56	1,12	2,5
Mn	(mg/l)	5,79	6,86	2,82	6,31	6,60	8,04
Fe	(mg/l)	10,2	15,35	7,09	19,8	16,2	19,64
Ni	(µg/l)	1,71	1,86	7,28	1,91	1,25	1,9
Cu	(µg/l)	1,56	1,87	10,8	2,44	1,32	2,43
Zn	(µg/l)	18,9	110	49,9	49,1	61,1	30,7
As	(µg/l)	33,0	32,8	15,2	18,68	29,5	20,5
Se	(µg/l)	0,12	0,18	0,07	0,14	0,13	0,15
Cd	(µg/l)	0,01	0,013	0,035	0,025	0,015	0,043
Pb	(µg/l)	0,37	0,39	2,14	1,10	0,46	0,97

Probenpunkt		2/1 (15-25 cm)					
Datum		31.8.	2.9.	4.9.	8.9.	13.9.	19.9.
Cr	(µg/l)	1,39	1,13	1,22	1,26	1,09	3,0
Mn	(mg/l)	4,47	4,57	6,13	5,60	5,00	6,69
Fe	(mg/l)	24,6	27,6	36,4	51,9	29,1	42,7
Ni	(µg/l)	1,30	3,33	1,85	0,84	1,19	3,93
Cu	(µg/l)	17,5	5,13	9,65	7,02	2,70	7,2
Zn	(µg/l)	52,3	54,7	72,4	59,0	50,3	60,3
As	(µg/l)	21,47	23,98	34	29,7	27,6	31,5
Se	(µg/l)	0,23	0,20	0,27	0,31	0,17	0,26
Cd	(µg/l)	0,018	0,02	0,025	0,018	0,038	0,125
Pb	(µg/l)	0,68	0,38	0,74	0,58	0,72	2,35

Interstitialwasser							
Probenpunkt		2/5 (5-10 cm)					
Datum		31.8.	2.9.	4.9.	8.9.	13.9.	19.9.
Cr	(µg/l)	0,90	1,55	0,83	2,18		1,77
Mn	(mg/l)	10,1	8,33	6,96	6,71	5,21	5,99
Fe	(mg/l)	18,2	26,2	19,6	16,3	12,3	18,1
Ni	(µg/l)	0,68	2,70	1,18	1,82		2,07
Cu	(µg/l)	1,56	2,64	0,78	2,04	2,15	1,92
Zn	(µg/l)	257	122	108	45,4	85,4	19,2
As	(µg/l)	33,3	23,6	25,0	27,3	11,1	9,78
Se	(µg/l)	0,26	0,16	0,15	0,16	0,09	0,10
Cd	(µg/l)	0,008	0,018	0,005	0,015	0,015	0,010
Pb	(µg/l)	0,42	0,51	0,21	0,51	0,46	1,19

Probenpunkt		2/5 (15-25 cm)					
Datum		31.8.	2.9.	4.9.	8.9.	13.9.	19.9.
Cr	(µg/l)	0,58	1,89	3,03	1,28	0,98	2,28
Mn	(mg/l)	11,5	6,45	6,01	5,72	3,20	6,01
Fe	(mg/l)	42,0	39,4	44,2	33,8	26,5	54,0
Ni	(µg/l)	1,17	3,31	1,46	3,30	1,98	2,23
Cu	(µg/l)	1,56	5,04	2,19	4,63	11,4	3,87
Zn	(µg/l)	11,3	113	87,3	183	39,2	42,5
As	(µg/l)	25,5	27,98	30,0	30,3	17,1	28,2
Se	(µg/l)	0,25	0,25	0,29	0,21	0,20	0,32
Cd	(µg/l)	0,010	0,030	0,020	0,023	0,030	0,026
Pb	(µg/l)	0,20	1,42	1,31	0,88	0,95	0,75

Tabelle 2: Schwermetallkonzentrationen von Interstitialwässern der Aartalsperre

Interstitialwasser						
Probenpunkt		3/1 (5-10 cm)				
Datum		2.9.	4.9.	8.9.	13.9.	19.9.
Cr	(µg/l)	1,75		3,72	2,21	3,99
Mn	(mg/l)	8,47	13,7	15,7	10,5	10,9
Fe	(mg/l)	24,6	38,8	51,5	33,1	30,1
Ni	(µg/l)	1,89		3,39	2,02	2,09
Cu	(µg/l)	3,96	4,18	4,19	2,47	3,80
Zn	(µg/l)	85,7	85,3	35,5	20,0	124
As	(µg/l)	15,5	24,2	26,5	19,3	13,2
Se	(µg/l)	0,20	0,38	0,36	0,19	0,19
Cd	(µg/l)	0,010	0,017	0,028	0,023	0,108
Pb	(µg/l)	0,37	0,66	1,47	1,31	1,08
Probenpunkt		3/1 (15-25 cm)				
Datum		2.9.	4.9.	8.9.	13.9.	19.9.
Cr	(µg/l)	1,30	0,85	n.b.	0,78	3,02
Mn	(mg/l)	9,07	2,73	7,60	4,19	6,12
Fe	(mg/l)	17,6	6,24	20,0	9,70	12,9
Ni	(µg/l)	3,14	1,28	n.b.	0,81	3,26
Cu	(µg/l)	5,07	3,65	7,79	2,63	4,25
Zn	(µg/l)	84,2	31,1	20,5	24,9	n.b.
As	(µg/l)	11,7	4,34	10,2	7,00	3,12
Se	(µg/l)	0,21	0,08	0,31	0,14	0,14
Cd	(µg/l)	0,028	0,013	0,040	0,020	0,078
Pb	(µg/l)	1,18	0,59	1,37	0,66	3,13

Tabelle 2 (Fortsetzung): Schwermetallkonzentrationen von Interstitialwässern der Aartalsperre

Probe	As (µg/l)	Cd (µg/l)	Cr (µg/l)	Cu (µg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Ni (µg/l)	Pb (µg/l)	Se (µg/l)	Zn (µg/l)
1	1,25	0,67	3350	34,6	6,7	3,0	4543	15,4	0,51	99,2
2	27,0	0,15	7,47	13,0	46,2	8,7	12,0	7,88	0,46	41,3
3	28,7	0,03	1,98	7,19	24,6	8,5	4,12	3,72	0,33	25,4
4	102	1,06	54,5	68,3	496	12,4	76,4	81,8	2,44	220
5	110	1,11	55,2	66,4	536	13,3	81,2	83,2	2,47	234
6	108	1,6	80,2	93,4	662	13,0	120	119	3,27	332
Median	65,4	0,86	54,5	50,1	271	10,6	76,4	48,6	1,47	159

Tabelle 3: Einzelmesswerte von Drainagewässern der Aartalsperre.



Abbildung 1: Entnahmestelle von Drainagewasser aus Sedimenten der Aartalsperre.

Königswasserlösliche Gehalte der Sedimentproben							
Profil		1/1 (1-3cm)	1/1 (3-9cm)	1/1 (9-30cm)	1/2 (1-6cm)	1/2 (6-21cm)	1/3 (0-8cm)
Cr	(mg/kg)	19,8	24,9	24,9	22,1	30,9	28,0
Mn	(g/kg)	0,66	0,60	0,51	1,01	0,40	0,69
Fe	(g/kg)	22,8	31,5	29,9	22,8	25,9	29,8
Ni	(mg/kg)	21,2	27,6	23,8	19,2	30,9	32,9
Cu	(mg/kg)	12,0	16,4	11,9	10,2	13,2	116
Zn	(mg/kg)	46,4	72,6	49,7	41,8	56,6	58,4
As	(mg/kg)	3,39	6,17	5,33	4,38	4,90	6,26
Se	(mg/kg)	0,34	0,43	0,58	0,42	0,58	0,45
Cd	(mg/kg)	0,13	0,21	0,11	0,10	0,11	0,11
Pb	(mg/kg)	11,5	20,8	14,8	12,3	18,8	23,1
Profil		1/3 (8-16cm)	1/3 (16-24cm)	2/1 (0-10cm)	2/1 (20-30cm)	2/2 (0-5cm)	2/2 (10-20cm)
Cr	(mg/kg)	28,2	29,1	23,5	25,2	24,0	26,6
Mn	(g/kg)	0,42	0,41	0,85	0,66	0,91	0,71
Fe	(g/kg)	28,8	29,1	26,7	27,9	25,7	28,8
Ni	(mg/kg)	37,7	43,3	23,8	25,3	24,1	27,1
Cu	(mg/kg)	71,1	16,8	13,6	14,6	13,0	13,4
Zn	(mg/kg)	55,6	61,3	57,6	59,1	52,3	56,5
As	(mg/kg)	7,50	9,46	4,72	4,82	5,02	5,68
Se	(mg/kg)	0,46	0,55	0,43	0,43	0,42	0,50
Cd	(mg/kg)	0,09	0,10	0,20	0,19	0,17	0,16
Pb	(mg/kg)	19,2	18,6	16,0	15,8	16,1	18,2
Profil		2/2 (>20cm)	2/3 (0-5cm)	2/3 (6-60cm)	2/4 (0-8cm)	2/5 (0-10cm)	2/5 (20-30cm)
Cr	(mg/kg)	27,9	22,5	33,1	47,3	35,7	39,6
Mn	(g/kg)	0,75	0,98	0,91	2,06	1,31	0,90
Fe	(g/kg)	34,9	30,0	36,4	56,3	38,2	39,2
Ni	(mg/kg)	26,2	28,6	40,2	53,4	37,9	40,0
Cu	(mg/kg)	8,81	10,5	16,4	31,1	21,5	21,5
Zn	(mg/kg)	54,8	47,2	61,6	117	80,4	82,0
As	(mg/kg)	8,15	7,20	6,55	11,4	6,12	6,99
Se	(mg/kg)	0,59	0,37	0,55	1,01	0,67	0,71
Cd	(mg/kg)	0,08	0,09	0,08	0,39	0,31	0,30
Pb	(mg/kg)	19,5	13,9	16,7	23,3	20,0	22,7

Tabelle 4: Königswasserlösliche Schwermetallkonzentrationen von Sedimenten der Aartalsperre.

Königswasserlösliche Gehalte der Sedimentproben							
Profil		3/1 (1-5cm)	3/1 (5-10cm)	3/1 (>13cm)	4/1 (1-6cm)	4/2 (0-5cm)	4/2 (5-10cm)
Cr	(mg/kg)	29,0	27,0	24,1	23,0	33,9	34,0
Mn	(g/kg)	1,05	0,76	1,36	0,85	1,32	0,72
Fe	(g/kg)	31,8	26,9	27,1	25,7	39,7	32,9
Ni	(mg/kg)	29,8	27,2	21,9	23,6	35,9	34,0
Cu	(mg/kg)	18,6	16,7	13,8	14,0	21,4	20,1
Zn	(mg/kg)	68,8	61,2	51,5	53,6	77,7	75,4
As	(mg/kg)	4,84	5,40	5,54	3,72	5,63	6,28
Se	(mg/kg)	0,50	0,46	0,39	0,38	0,56	0,55
Cd	(mg/kg)	0,27	0,27	0,21	0,19	0,24	0,30
Pb	(mg/kg)	20,2	23,3	19,5	19,0	23,1	25,6
Profil		5/1 (0-5cm)	5/1 (5-10cm)	5/2 (0-5cm)	5/2 (5-13cm)	5/2 (13-17cm)	5/3 (0-16cm)
Cr	(mg/kg)	30,7	31,0	35,2	34,3	28,8	38,7
Mn	(g/kg)	1,11	0,83	1,17	1,01	0,63	1,30
Fe	(g/kg)	34,3	33,5	37,9	37,4	38,7	42,8
Ni	(mg/kg)	33,4	32,6	37,8	37,3	26,4	40,2
Cu	(mg/kg)	20,2	18,8	21,8	21,7	17,2	23,8
Zn	(mg/kg)	77,4	105	81,0	73,2	33,3	90,3
As	(mg/kg)	5,46	5,96	5,67	6,16	7,43	6,61
Se	(mg/kg)	0,70	0,63	0,56	0,54	0,36	0,78
Cd	(mg/kg)	0,28	0,25	0,27	0,24	0,03	0,28
Pb	(mg/kg)	19,4	19,5	23,8	23,1	13,8	23,9

Tabelle 4 (Fortsetzung): Königswasserlösliche Schwermetallkonzentrationen von Sedimenten der Aartalsperre.

Driedorf

Fließgewässerproben Rehbach									
Entnahmestelle D1									
Datum		14.4.	16.4.	20.4.	25.4.	30.4.	13.5.	18.5.	24.6.
Cr	(µg/l)	0,55	0,91	1,93	3,32	3,21	0,89	9,46	0,82
Mn	(mg/l)	0,12	0,12	0,33	0,19	0,15	0,10	0,23	0,17
Fr	(mg/l)	0,23	0,36	0,65	1,01	0,28	0,48	0,48	0,70
Ni	(µg/l)	2,33	2,52	7,48	4,07	1,86	3,92	5,99	2,53
Cu	(µg/l)	3,35	3,66	7,98	5,61	3,84	6,81	9,61	6,33
Zn	(µg/l)	6,84	7,60	17,8	11,7	2,74	12,8	14,2	11,8
As	(µg/l)	0,30	0,67	1,99	0,55	0,07	1,3	0,22	0,14
Cd	(µg/l)	0,02	0,02	0,10	0,10	0,01	0,04	0,05	0,03
Pb	(µg/l)	3,04	2,80	10,8	3,53	0,47	2,61	8,04	7,39
Entnahmestelle D2									
Datum		14.4.	16.4.	20.4.	25.4.	30.4.	13.5.	18.5.	24.6.
Cr	(µg/l)	0,65	0,94	1,26	3,56	2,14	1,12	2,22	0,89
Mn	(mg/l)	0,16	0,13	0,27	0,12	0,26	0,10	0,24	0,08
Fe	(mg/l)	0,44	0,36	0,11	0,66	1,01	0,34	0,64	0,52
Ni	(µg/l)	2,52	15,9	13,0	4,59	2,41	3,76	3,36	22,0
Cu	(µg/l)	4,81	5,98	4,2	7,31	5,65	4,84	6,39	17,6
Zn	(µg/l)	6,45	15,0	13,6	12,9	6,97	18,9	12,6	28,8
As	(µg/l)	0,01	0,04	0,27	0,30	0,13	0,07	0,20	0,11
Cd	(µg/l)	0,01	0,06	0,01	0,16	0,01	0,02	0,03	0,02
Pb	(µg/l)	2,40	3,15	3,34	5,88	1,23	2,41	2,01	1,96

Tabelle 5: Schwermetallkonzentrationen des Rehbaches.

Interstitialwasser							
Profil		1 (5-10cm)	1 (5-10cm)	1 (5-10cm)	1 (20-25cm)	1 (20-25cm)	1 (20-25cm)
Datum		26.4.	18.5.	24.6.	26.4.	18.5.	24.6.
Cr	(µg/l)	n.b.	1,64	1,13	1,16	2,74	1,88
Mn	(mg/l)	0,77	2,05	1,60	0,43	1,66	1,77
Fe	(mg/l)	7,80	12,4	3,78	3,87	12,1	15,3
Ni	(µg/l)	6,27	4,58	7,44	1,31	3,44	5,33
Cu	(µg/l)	5,83	15,2	7,97	2,73	7,58	10,2
Zn	(µg/l)	59,7	1958,	1919	58,2	3629	1190
As	(µg/l)	0,83	1,84	0,12	0,08	1,33	1,79
Cd	(µg/l)	0,07	0,05	0,05	0,01	0,05	0,06
Pb	(µg/l)	2,79	2,0	1,07	0,64	1,82	2,33

Interstitialwasser						
Profil		2 (5-10cm)	2 (5-10cm)	2 (5-10cm)	2 (20-25cm)	2 (20-25cm)
Datum		26.4.	18.5.	24.6.	26.4.	24.6.
Cr	(µg/l)	1,09	3,40	0,97	1,16	1,71
Mn	(mg/l)	0,84	1,28	2,03	0,82	1,69
Fe	(mg/l)	7,81	9,47	17,0	9,5	11,4
Ni	(µg/l)	12,2	8,73	4,65	1,19	4,46
Cu	(µg/l)	8,17	9,8	6,81	8,89	8,02
Zn	(µg/l)	161	1027	656	83,4	1277
As	(µg/l)	0,68	1,10	0,82	0,42	1,56

Cd	(µg/l)	0,01	0,04	0,04	0,01	0,05
Pb	(µg/l)	3,58	2,58	1,79	0,97	1,63

Tabelle 6: Schwermetallkonzentrationen von Interstitialwässern der TS Driedorf.

Königswasserlösliche Gehalte der Sedimentproben							
Profil		1 (5-10cm)	1 (20-25cm)	2 (5-10cm)	2 (20-25cm)	3 (5-10cm)	3 (20-25cm)
Cr	(mg/kg)	102	101	115	86,7	122	97,4
Mn	(g/kg)	0,70	0,67	0,76	0,55	0,80	0,60
Fe	(g/kg)	52,6	52,1	56,8	43,5	59,4	47,5
Ni	(mg/kg)	66,2	63,1	70,7	56,4	71	59,4
Cu	(mg/kg)	16,2	15,6	18,5	15,4	17,7	15,1
Zn	(mg/kg)	113	111	124	119	116	110
As	(mg/kg)	1,37	1,74	3,21	1,12	3,19	2,67
Cd	(mg/kg)	0,29	0,28	0,37	0,35	0,31	0,30
Pb	(mg/kg)	14,1	15,4	17,9	17,7	17,2	17,2
Profil		4 (5-10cm)	4 (20-25cm)	5 (5-10cm)	5 (20-25cm)	6 (5-10cm)	6 (20-25cm)
Cr	(mg/kg)	93,9	84,1	63,2	87,8	95,4	100
Mn	(g/kg)	0,63	0,50	0,54	0,53	0,62	0,60
Fe	(g/kg)	45,2	40,4	23,9	42,6	46,4	47,9
Ni	(mg/kg)	56,2	52,4	44,9	53,5	57,4	59,2
Cu	(mg/kg)	15,4	15,0	12,0	13,9	26,0	17,3
Zn	(mg/kg)	104	112	94,8	100	104	115
As	(mg/kg)	2,53	1,69	0,86	2,31	2,66	2,81
Cd	(mg/kg)	0,34	0,35	0,25	0,29	0,31	0,37
Pb	(mg/kg)	16,1	17,6	12,1	15,8	16,4	19,3

Tabelle 7: Königswasserlösliche Schwermetallkonzentrationen von Sedimenten der TS Driedorf.

Klingenberg

Fließgewässerproben Wilde Weißeritz < 0,45 µm (17.3.2011)								
Probenpunkt		El	Mi	Mi	St	St	U	Alt
Cr	(µg/l)	0,68	0,46	0,43	0,36	0,59	0,97	0,39
Mn	(mg/l)	0,02	0,19	0,54	0,08	0,07	0,10	7,01
Fr	(mg/l)	0,09	0,09	0,22	0,08	0,09	0,11	0,02
Ni	(µg/l)	1,26	1,41	2,02	1,08	1,32	1,72	11,74
Cu	(µg/l)	1,81	0,83	1,13	0,73	16,7	1,59	0,65
Zn	(µg/l)	11,3	17,0	37,3	13,1	13,3	9,49	377
As	(µg/l)	1,26	1,65	2,25	1,85	1,45	1,50	0,34
Se	(µg/l)	0,04	0,07	0,07	0,05	0,05	0,07	0,04
Cd	(µg/l)	0,33	0,66	1,68	0,41	0,35	0,38	17,0
Pb	(µg/l)	0,53	0,21	0,41	0,13	0,54	0,24	0,28
Fließgewässerproben Wilde Weißeritz < 0,45 µm (1.4.2011)								
Probenpunkt		El	Mi	Mi	St	St	U	Alt
Cr	(µg/l)	0,57	0,79	0,78	1,23	1,09	0,73	0,98
Mn	(mg/l)	0,02	0,19	0,20	0,13	0,13	0,13	0,09
Fe	(mg/l)	0,11	0,13	0,12	0,19	0,15	0,12	0,10
Ni	(µg/l)	1,32	1,89	1,74	1,50	1,43	1,71	1,50
Cu	(µg/l)	0,86	0,97	1,01	1,28	1,17	1,21	1,45
Zn	(µg/l)	12,4	15,8	15,7	10,8	10,4	11,2	7,78
As	(µg/l)	1,67	1,57	1,68	1,67	1,60	1,48	1,29
Se	(µg/l)	0,06	0,06	0,06	0,05	0,06	0,05	0,05
Cd	(µg/l)	0,37	0,64	0,63	0,39	0,38	0,38	0,34
Pb	(µg/l)	0,39	0,41	0,33	0,73	0,57	0,23	0,22

Tabelle 8: Schwermetallkonzentrationen der Wilden Weißeritz.

Interstitialwasser (1.4.2011)							
Profil		1 (6cm)	1 (18cm)	1 (28 cm)	3a (10cm)	3a (15cm)	3a (25cm)
Cr	(µg/l)	1,17	1,06	2,7	2,75	2,61	1,51
Mn	(mg/l)	0,27	0,3	0,44	22,9	7,54	6,06
Fe	(mg/l)	0,11	0,06	0,81	0,51	63,6	4,9
Ni	(µg/l)	69,7	4,56	6,14	286	1,43	4,41
Cu	(µg/l)	10,9	1,83	29,7	13,5	1,78	13,7
Zn	(µg/l)	1166	76,5	61,7	8643	7,79	55,0
As	(µg/l)	14,8	1,86	0,67	2,70	52,4	13,0
Se	(µg/l)	0,24	0,09	0,13	0,62	0,13	0,11
Cd	(µg/l)	105	3,95	2,46	384	0,11	4,14
Pb	(µg/l)	49,8	2,06	7,46	30,8	1,71	4,51

Profil		3c (5cm)	3c (16cm)	3c (25cm)	5 (6cm)	5 (15cm)	5 (25cm)
Cr	(µg/l)	1,44	1,04	0,92	1,88	3,66	7,09
Mn	(mg/l)	6,98	9,99	6,27	3,93	2,64	3,16
Fe	(mg/l)	0,08	29,0	0,10	14,1	21,1	0,85
Ni	(µg/l)	159	4,93	17,2	6,29	3,78	6,3
Cu	(µg/l)	24,9	2,17	2,4	1,6	3,14	27,0
Zn	(µg/l)	5390	101	286	103	27,0	90,1
As	(µg/l)	1,44	14,9	1,57	48,1	33,9	1,13
Se	(µg/l)	0,38	0,09	0,1	0,12	0,10	0,06
Cd	(µg/l)	273	1,20	26,5	5,4	0,19	4,02
Pb	(µg/l)	24,2	0,92	18,2	4,61	3,57	4,75

Tabelle 9: Schwermetallkonzentrationen von Interstitialwässern der TS Klingenberg.

Profil		6 (8cm)	6 (17cm)	6 (24cm)
Cr	(µg/l)	1,39	1,65	3,15
Mn	(mg/l)	5,27	4,99	1,75
Fe	(mg/l)	0,06	1,99	1,89
Ni	(µg/l)	39,8	16,9	3,91
Cu	(µg/l)	2,44	19,2	2,37
Zn	(µg/l)	1104	231	19,6
As	(µg/l)	1,14	12,6	36,7
Se	(µg/l)	0,11	0,07	0,08
Cd	(µg/l)	67,6	6,95	1,40
Pb	(µg/l)	3,83	4,90	3,59

Tabelle 9 (Fortsetzung): Schwermetallkonzentrationen von Interstitialwässern der TS Klingenberg.

Königswasserlösliche Gehalte der Sedimentproben						
Profil		1 (0-12cm)	1 (12-22cm)	1 (25-40cm)	2 (0-17cm)	2 (17-22cm)
Cr	(mg/kg)	26,5	26,0	20,0	20,0	19,6
Mn	(g/kg)	1,14	0,66	0,28	0,24	0,14
Fe	(g/kg)	34,3	33,7	17,5	13,8	11,4
Ni	(mg/kg)	33,5	23,2	10,3	9,70	9,98
Cu	(mg/kg)	40,2	27,4	9,76	17,6	14,0
Zn	(mg/kg)	602	393	82,5	129	93,7
As	(mg/kg)	102	103	29,3	40,4	15,5
Se	(mg/kg)	1,59	1,10	0,60	0,81	0,59
Cd	(mg/kg)	10,3	8,06	0,90	2,46	0,93
Pb	(mg/kg)	159	162	51,6	120	52,0

Profil		3 b (0-12cm)	3b (12-22cm)	3 b (25-40cm)	3a (0-10cm)	3a (10-22cm)	3a (25-40cm)
Cr	(mg/kg)	20,8	27,6	17,7	26,9	23,3	16,2
Mn	(g/kg)	0,57	0,71	0,27	0,70	0,6	0,39
Fe	(g/kg)	28,9	40,4	17,9	36	32,8	14,9
Ni	(mg/kg)	26,4	27,6	11,0	33,8	22,0	8,85
Cu	(mg/kg)	33,7	37,9	13,6	40,6	27,4	15,4
Zn	(mg/kg)	525	589	135	701	465	111
As	(mg/kg)	89,8	125	86,7	131	154	89,5
Se	(mg/kg)	1,39	1,60	0,57	1,66	1,22	0,80
Cd	(mg/kg)	11,8	14,2	1,70	15,7	10,7	1,44
Pb	(mg/kg)	136	183	93,3	137	153	102

Profil		3c (5-8cm)	3c (15-20cm)	3c (22-30cm)	P4 (0-8cm)	P4 (10-17cm)
Cr	(mg/kg)	21,9	21,2	17,4	21,5	15,1
Mn	(g/kg)	0,34	0,28	0,34	0,40	0,40
Fr	(g/kg)	31,3	30,6	19,8	28,0	17,7
Ni	(mg/kg)	23,2	16,8	9,36	22,5	8,92
Cu	(mg/kg)	32,7	23,0	11,8	26,7	9,12
Zn	(mg/kg)	463	357	128	426	129

As	(mg/kg)	92,1	112	76,0	94,4	51,1
Se	(mg/kg)	1,33	1,07	0,57	1,14	0,44
Cd	(mg/kg)	10,1	8,12	2,02	9,60	1,31
Pb	(mg/kg)	154	134	108	146	87,0

Tabelle 10: Königswasserlösliche Schwermetallkonzentrationen von Sedimenten der TS Klingenberg (Probennahmestellen 1-9).

Königswasserlösliche Gehalte der Sedimentproben						
Profil		5 (0-12cm)	5 (13-33cm)	6 (0-10cm)	6 (22-42cm)	7 (8-10cm) (15-25cm)
Cr	(mg/kg)	24,4	10,1	20,8	19,7	27,8 13,6
Mn	(g/kg)	1,00	0,17	1,40	0,08	0,71 0,60
Fe	(g/kg)	37,4	10,6	27,3	7,79	34,9 19,4
Ni	(mg/kg)	27,1	7,22	25,5	9,32	33,2 10,7
Cu	(mg/kg)	31,0	6,69	27,8	19,2	35,7 8,28
Zn	(mg/kg)	485	83,9	435	69,1	560 184
As	(mg/kg)	136	18,4	72,6	19,8	125 82,2
Se	(mg/kg)	1,28	0,24	1,09	0,75	1,42 0,46
Cd	(mg/kg)	10,7	0,81	9,41	1,59	13,2 4,72
Pb	(mg/kg)	117	29,7	98,5	55,7	157 105

Profil		1 (6cm)	1 (18 cm)	1 (28cm)	5 (6cm)	5 (15cm)	5 (25cm)
Cr	(mg/kg)	24,2	22,1	20,1	19,7	20,7	10,6
Mn	(g/kg)	1,71	0,54	0,44	0,76	0,41	0,33
Fe	(g/kg)	30,6	21,4	16,7	29,2	25,6	13,7
Ni	(mg/kg)	25,2	12,1	10,8	19,8	22,3	8,69
Cu	(mg/kg)	30,9	13,3	12,7	27,4	31,5	10,6
Zn	(mg/kg)	421	158	115	576	675	123
As	(mg/kg)	76,8	54,3	21,7	120	92,3	31,6
Se	(mg/kg)	3,93	2,70	2,83	2,98	3,36	1,76
Cd	(mg/kg)	7,11	2,02	0,91	12,0	15,0	2,33
Pb	(mg/kg)	139	124	67,5	133	162	52,7

Profil		6 (8cm)	6 (17 cm)	6 (24cm)	8 (1-5cm)	8 (8-12 cm)	9 (1-3cm)	9 (5-10cm)
Cr	(mg/kg)	27,6	25,3	24,3	21,7	21,5	13,7	16,5
Mn	(g/kg)	1,21	0,51	0,38	0,53	0,49	0,29	0,25
Fr	(g/kg)	42,6	38,9	20,9	26,3	21,9	16,1	14,9
Ni	(mg/kg)	34,9	21,5	14,1	19,0	23,5	11,2	12,7
Cu	(mg/kg)	44,4	30,3	24,4	29,2	29,0	12,3	17,2
Zn	(mg/kg)	693	392	148	238	335	138	248
As	(mg/kg)	122	123	87,8	63,1	56,2	28,8	21,2
Se	(mg/kg)	5,39	3,89	4,42	0,94	1,03	0,36	0,46
Cd	(mg/kg)	11,2	7,21	3,53	5,25	4,99	1,30	1,96
Pb	(mg/kg)	183	159	201	88,0	105	38,6	71,7

Tabelle 10 (Fortsetzung): Königswasserlösliche Schwermetallkonzentrationen von Sedimenten der TS Klingenberg (Probennahmestellen 1-9).



Abbildung 2: Entnahme von Interstitialwässern mittels Bohrkernen und Grabungen aus Sedimenten der TS Klingenberg.

Anhang IV: Externe Daten, bereitgestellt vom rheinland-pfälzischen Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG).

Datum	eL µS/cm	Cd µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	As µg/l	Fe µg/l	Mn µg/l	pH	m³	DOC mg/l	Temp °C
03.01.2006	473	0,1	80	3	3,2	5	2	500	51	7,9	56,8	2,5	4,1
31.01.2006	474	0,1	70	3	2	5	2	230	41	8,1	28,4	2,8	2,1
06.03.2006	503	0,1	100	2	2	5	2	236	56	7,9	32,7	3,6	3
28.03.2006	255	0,1	94	2,1	3,8	11,3	2	2200	142	7,3	154	2,5	10,3
25.04.2006	375	0,1	15	2	2,9	5	2	288	34	8	38,9	3,4	13,5
23.05.2006	420	0,1	68	2	3,5	5	2	267	118	8,1	36,9	3	14,5
20.06.2006	426	0,1	78	2	2,2	5	2	186	73	8,1	24,3	3,6	22,1
18.07.2006	460	0,1	110	3,3	2,8	5	2	278	94	7,7	7,82	3,9	24
15.08.2006	448	0,46	140	2	4,1	5,1	2	290	137	7,8	12,4	4	19,5
12.09.2006	446	0,16	182	2	5,7	5	2	265	123	7,9	8,4	3,1	19,4
10.10.2006	404	0,35	100	2	3,8	5	2	216	60	7,7	18,3	3,2	14,8
07.11.2006	496	0,1	110	2	2	5	2	108	46	7,8	13,3	3,1	9,7
05.12.2006	335	0,1	74	2	7	5	2	230	41	7,7	37,5	5,2	9,5
22.01.2007	206	0,4	76	8,2	6,5	8,2	2	2500	130	7,6	285	2,6	6,9
21.02.2007	291	0,1	28	2,4	3,9	5	2	280	22	7,9	75,1	2,5	6,6
19.03.2007	350	0,29	60	2	2,7	5	2	146	30	7,9	58,3	3,2	7,6
16.04.2007	391	0,19	80	2	2,5	5	2	192	54	9,3	21,5	4,1	15
14.05.2007	454	0,32	108	2	3,5	5	2	198	124	8,2	19,9	3,9	16,2
11.06.2007	391	0,26	86	3,2	3,8	5	2	385	128	7,7	33,1	3,8	22,2
09.07.2007	264	0,26	48	3,6	4,1	5	2	815	68	7,8	56,3	3,3	16,5
06.08.2007	336	0,21	60	2,3	3,7	5	2	220	46	7,8	21,2	3,2	19,3
03.09.2007	369	0,29	70	2	10,7	5,4	2	140	29	7,9	30,9	6,6	16,5
01.10.2007	235	0,32	60	6,9	13,8	11,7	2	1670	105	7,8	118	2,6	12,8
29.10.2007	466	0,21	106	2	2	5	2	122	36	7,9	16,1	2,4	8,6
26.11.2007	353	0,47	65	6,9	11,7	8,6	2	253	42	7,9	56,9	2,9	6
17.12.2007	280	0,14	75	2	3	5	2	405	34	7,8	74	3,6	3,7
21.01.2008	289	0,22	45	13,4	5,4	5	2	1320	86	7,8	138	2,1	8,9
18.02.2008	332	0,16	90	2	2	5	2	180	33	7,7	36,3	3,2	2,4
17.03.2008	273	0,24	45	2	7,6	5	2	860	75	8,1	150	2,8	7,2
14.04.2008	270	0,12	55	6,6	5,1	5	2	207	20	7,9	124	3,4	9,5
13.05.2008	369	0,13	101	2,3	6,6	12,3	2	193	90	9,1	21,9	4,4	18,2
09.06.2008	325	0,34	75	3,4	3,9	5	2	550	86	7,5	29,9	3,3	20,1
07.07.2008	446	1,78	176	8,1	7,4	8,1	2	764	235	7,6	12,5	3,7	21,6
04.08.2008	444	0,26	158	2	6,5	5	2	575	238	7,7	13,2	1,9	22,2
01.09.2008	448	0,16	100	2	5,3	5	2	170	52	7,6	11,9	2,6	20
29.09.2008	470	0,12	100	2	4,4	5	2	76	50	7,9	11,9	3,7	13,2
27.10.2008	374	0,26	125	2	6	5	2	148	64	7,6	20,7	4,4	10,1
24.11.2008	296	0,14	67	3,3	4,8	6,8	2	610	81	7,7	53,2	2,7	5,4
15.12.2008	302	0,1	63	2	2,6	5	2	271	48	7,7	37,5	2,1	3,2

Tabelle 1: Monatliche Stichprobenmessungen zu gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit (eL), pH-Wert, Abflussspende (m³/s), DOC-Gehalten und Wassertemperatur der Untersuchungsstation Lahnstein.

Datum	eL μS/cm	Cd μg/l	Zn μg/l	Pb μg/l	Cu μg/l	Ni μg/l	As μg/l	Fe μg/l	Mn μg/l	pH	m³	DOC mg/l	Temp °C
19.01.2009	457	0,1	55	2	2	5	2	1000	80	7,7	32,8	3,6	0,2
16.02.2009	374	0,12	70	2	4,3	5	2	950	70	7,8	50,8	3,3	2,3
16.03.2009	245	0,11	60	2,8	6	5	2	560	140	7,7	102	3,2	6,8
14.04.2009	329	0,24	107	2	7,5	5	2	280	70	8	27,8	3,1	13,9
11.05.2009	337	0,1	104	2	7	5	2	460	180	7,8	46,4	3,7	15,1
08.06.2009	390	0,12	96	3,7	5	5	2	350	100	7,7	22,6	3,4	15
06.07.2009	413	0,23	134	7,5	3,1	5	2	320	140	7,7	13,4	3,3	22,2
03.08.2009	372	0,1	110	2,6	5,7	5	2	120	90	7,8	12,8	3,4	21,7
31.08.2009	445	0,1	105	2	4,6	5	2	134	84	7,8	8,08	3,4	19,3
28.09.2009	443	0,1	121	2,4	4,7	5	2	150	94	7,7	9,45	3,1	16,4
26.10.2009	389	0,15	135	5,9	6,6	6,4	2	770	100	7,7	14,1	3,3	9,2
23.11.2009	288	0,1	70	2,2	7,4	5	2	520	78	7,8	36	3,7	8,8
16.12.2009	239	0,1	59	2	4,8	5	2	735	97	7,9	68,3	2,8	4,6
18.01.2010	412	0,18	91	3,4	4,2	5	2	620	94	7,9		2,8	2,2
18.02.2010	468	0,17	104	2	4	5	2	133	90	7,8		2,5	2,6
15.03.2010	343	0,1	82	2	8,5	5	2	220	70	8		2	4,9
12.04.2010	337	0,43	115	2	2	5	2	260	86	7,9		2,4	10
10.05.2010	351	0,17	90	2	2,9	5	2	400	100	8,2		3,6	11,5
07.06.2010	401	0,1	98	4,4	2	5	2	250	115	8,2		3,6	19
05.07.2010	447	0,1	84	2,7	4,3	5	2	300	140	8,5		3,6	24,1
02.08.2010	451	0,1	114	3,3	2,1	5	2	380	140	7,7		3,5	20,8
30.08.2010	350	0,27	137	2	6	5	2	1000	160	7,7		3,7	16,8
27.09.2010	428	0,1	104	3,5	7,4	5	2	328	72	7,9		2,9	13,6
25.10.2010	433	0,14	137	2	3,1	5	2	207	67	8		3,3	7,9
22.11.2010	293	0,1	90	2,5	2	12	2	450	60	8		3,3	7,6
15.12.2010	436	0,1	98	2,6	12	5	2	1060	90	8,1		3,8	2,3

Tabelle 1 (Fortsetzung): Monatliche Stichprobenmessungen zu gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit (eL), pH-Wert, Abflusspende (m³/s), DOC-Gehalten und Wassertemperatur der Untersuchungsstation Lahnstein.

		eL	pH	m³	Cd	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
pH	K	,145									
	N	52									
m³	K	-,742**	,096								
	N	52	52								
Cd	K	-,142	-,140	-,023							
	N	52	52	52							
Cu	K	-,438**	-,123	,120	,326*						
	N	52	52	52	52						
Fe	K	-,464**	-,312*	,539**	,123	,270					
	N	52	52	52	52	52					
Mn	K	,000	-,346*	-,172	,138	,316*	,493**				
	N	52	52	52	52	52	52				
Ni	K	-,231	-,149	,154	,368**	,443**	,293*	,270			
	N	52	52	52	52	52	52	52			
Pb	K	-,283*	-,309*	,212	,212	,277*	,424**	,272	,394**		
	N	52	52	52	52	52	52	52	52		
Zn	K	,571**	-,244	-,782**	,132	,049	-,307*	,432**	,082	-,112	
	N	52	52	52	52	52	52	52	52	52	
DOC	K	,209	,082	-,327*	,024	,042	-,286*	,014	-,016	-,174	,249
	N	52	52	52	52	52	52	52	52	52	52
* Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).											
** Die Korrelation ist auf dem Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).											
Kein Zusammenhang		schwacher Zusammenhang			mittlerer Zusammenhang			starker Zusammenhang			

Tabelle 2: Korrelationsmatrix von gelösten Schwermetallgehalten, elektrischer Leitfähigkeit (eL), pH-Wert, Abflussspende (m³), DOC-Gehalten und Wassertemperatur auf Basis von monatlichen Stichprobenmessungen der Untersuchungsstation Lahnstein.

Lahn	As (µg/l)	Cd (µg/l)	Cr (µg/l)	Cu (µg/l)	Fe (µg/l)
Spannweite:	-	0,1-1,78	-	2-13,4	76-2500
Median:		0,14		4,2	280
	Mn (µg/l)	Ni (µg/l)	Pb (µg/l)	Zn (µg/l)	DOC (mg/l)
Spannweite:	20-238	5-12,3	2-13,4	15-182	1,9-6,6
Median:	81	5	2	90	3,3

Tabelle 3: Spannweiten und Medianwerte gelöster Schwermetall- und DOC-Konzentrationen im Wasser der Lahn 2006-2009 auf Basis von monatlichen Stichprobenmessungen der Untersuchungsstation Lahnstein.

Anhang V: Gesetzliche Vorgaben und Richtwerte zu gelösten Schwermetallkonzentrationen in Böden und Gewässern

Stoffname	JD-UQN (2) Binnenoberfläche ngewässer	JD-UQN (2) Sonstige Oberflächen- gewässer	ZHK-UQN (4) Binnenoberflächen gewässer (3)	ZHK-UQN (4) Sonstige Oberflächen- gewässer
Cadmium und Cadmium- verbindungen (je nach Wasser- härteklasse) (1)	≤ 0,08 (Klasse 1) 0,08 (Klasse 2) 0,9 (Klasse 3) 0,15 (Klasse 4) 0,25 (Klasse 5)	0,2	≤ 0,45 (Klasse 1) 0,45 (Klasse 2) 0,6 (Klasse 3) 0,9 (Klasse 4) 1,5 (Klasse 5)	≤ 0,45 (Klasse 1) 0,45 (Klasse 2) 0,6 (Klasse 3) 0,9 (Klasse 4) 1,5 (Klasse 5)
Nickel und Nickelverbindungen	20	20	nicht anwendbar	nicht anwendbar
Blei und Bleiverbindungen	7,2	7,2	nicht anwendbar	nicht anwendbar

Tabelle 1: Umweltqualitätsnormen von EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2008, Anhang 1). JD: Jahresdurchschnitt (µg/l); ZHK: zulässige Höchstkonzentration (µg/l).

(1) Bei Cadmium und Cadmiumverbindungen hängt die UQN von der Wasserhärte ab, die in fünf Klassenkategorien abgebildet wird:

Klasse 1: < 40 mg CaCO₃/l, Klasse 2: 40 bis < 50 mg CaCO₃/l, Klasse 3: 50 bis < 100 mg CaCO₃/l, Klasse 4: 100 bis < 200 mg CaCO₃/l und Klasse 5: ≥ 200 mg CaCO₃/l.

Element	As	Cd	Cr ¹	Cu	Ni	Pb	Se	Zn
Gfsw (µg/l)	10	0,5	7	14	14	7	7	58

Tabelle 2: Geringfügigkeitsschwellenwerte (Gfsw) für Grundwässer nach LAWA (2005, S.25). 1 = geltend für Cr (III).

Element	As	Cd	Cr ¹	Cu	Ni	Pb	Zn
Prüfwert (µg/l)	10	5	50	50	50	25	500

Tabelle 3: Prüfwerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSCHV 1999, S.1554ff.) für den Pfad Boden–Grundwasser.

Nutzung	Element	Extraktion	Prüfwert (mg/kg)
Nutzgarten	Cd	AN	0,1/0,04 ¹
Grünland	Cu	KW	50

Tabelle 4: Maßnahmen- und Prüfwerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSCHV 1999, S.1554ff.) für den Pfad Boden–Nutzpflanze hinsichtlich der Pflanzenqualität.

¹ = Auf Flächen mit stark Cd-anreichernden Gemüsearten gilt als Maßnahmenwert 0,04 (mg/kg), ansonsten 0,1 (mg/kg).

Der dargestellte Maßnahmenwert für königswasserlösliches Cu bezieht sich ausschließlich auf eine Grünlandnutzung durch Schafe.

Element	As	Cr	Cu	Se ¹	Zn
UQN	40	640	160	3	800

Tabelle 5: Umweltqualitätsnormen der OGEWV (2011, Anhang 5) für Sedimente und Schwebstoffe von Gewässern in mg/kg (¹ für Se in µg/l).

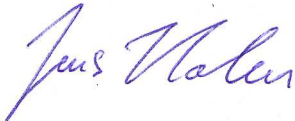
Element	NOEC-Werte der empfindlichsten Art	Hintergrundbereich	Zielvorgabe
Pb	0,2	0,4 – 1,7	3,4
Cd	0,08	0,009 – 0,036	0,072
Cr	Cr ⁶⁺ : 2; Cr ³⁺ : 10	1,3 – 5,0	10
Cu	0,2	0,5 – 2,0	4
Ni	0,2	0,6 – 2,2	4,4
Zn	0,2	1,8 – 7	14

Tabelle 6: NOEC (No observed effect concentration) -Werte, Hintergrundbereiche und Zielvorgaben gelöster Schwermetallkonzentrationen in Oberflächengewässern (µg/l).

Quelle: LAWA (1998, S.11).

Eidesstattliche Erklärung

Die vorliegende Dissertationsschrift habe ich selbst und ohne fremde Hilfe verfasst. Es wurden keine weiteren als die dargestellten Quellen herangezogen. Zudem habe ich an keiner anderen Hochschule einen Promotionsversuch mit ähnlicher Themenstellung vorgenommen.



Jens Hahn
Marburg, den 14.01.2014.